

POLITECNICO DI TORINO

I Facoltà di Ingegneria
Corso di Laurea in Ingegneria Chimica

Tesi di Laurea

Caratterizzazione e valutazione sulla termovalorizzazione dei fanghi di depurazione



Relatore
prof. Mariachiara Zanetti

Candidato
Luisella Dellacqua

Marzo 2020

Ringraziamenti

Il mio ringraziamento va alla prof.ssa Mariachiara Zanetti che mi ha seguito pazientemente fornendomi preziosi consigli e al compianto prof. Genon che, con la sua profonda umanità, ha cercato più volte di spronarmi a concludere questo percorso.

Un pensiero speciale lo dedico ai miei genitori, gente umile con una grande anima, a Fabrizio, parte di me, a Massimiliano, il mio angelo custode. Il loro supporto mi ha permesso di arrivare al termine di questo lungo cammino.

INDICE

1	INQUADRAMENTO NORMATIVO	11
1.1	UTILIZZO in AGRICOLTURA	11
1.1.1	<i>Disciplina europea</i>	11
1.1.2	<i>Disciplina nazionale</i>	12
1.2	AMMENDANTI e CORRETTIVI	28
1.3	INCENERIMENTO e COINCENERIMENTO	31
1.4	La DISCARICA	35
1.5	GESTIONE FANGHI in PROCEDURA SEMPLIFICATA	37
1.6	SOTTOPRODOTTI ed “END OF WASTE”	38
1.7	NORMATIVA REGIONALE	39
2	IMPIANTO SMAT di CASTIGLIONE TORINESE	51
2.1	L’IMPIANTO di DEPURAZIONE.	51
2.2	La LINEA ACQUE.	53
2.2.1	<i>Grigliatura:</i>	53
2.2.2	<i>Dissabbiatura e disoleatura:</i>	53
2.2.3	<i>Lavaggio e recupero sabbie:</i>	54
2.2.4	<i>Sedimentazione primaria:</i>	54
2.2.5	<i>Trattamento biologico (comprende due fasi):</i>	55
2.2.6	<i>Sedimentazione secondaria-defosfatazione:</i>	56
2.2.7	<i>Filtrazione finale:</i>	56
2.3	La LINEA FANGHI.	57
2.3.1	<i>Preispessimento:</i>	58
2.3.2	<i>Digestione anaerobica:</i>	59
2.3.3	<i>Centrale recupero energetico:</i>	60
2.3.4	<i>Postispessimento e filtropressatura:</i>	61
2.3.5	<i>Disidratazione con centrifughe:</i>	63
2.3.6	<i>Essiccamento fanghi:</i>	64
2.3.7	<i>Deodorizzazione:</i>	66
2.3.8	<i>Parco fotovoltaico:</i>	66
3	I FANGHI di DEPURAZIONE delle ACQUE REFLUE URBANE.	67
3.1	PRINCIPALI ASPETTI di QUALITA’ dei FANGHI di DEPURAZIONE	68
3.1.1	<i>Putrescibilità ed organismi patogeni.</i>	70
3.1.2	<i>Umidità e caratteristiche dei solidi.</i>	71
3.1.3	<i>Sedimentabilità di un fango.</i>	72
3.1.4	<i>Disidratabilità di un fango.</i>	73
3.2	POTERE CALORIFICO.	74

3.3	CARATTERISTICHE CHIMICHE e CHIMICO-FISICHE.	82
4	CARATTERIZZAZIONE CHIMICA ed ENERGETICA dei FANGHI PROVENIENTI dall'IMPIANTO SMAT di CASTIGLIONE TORINESE	83
4.1	PARAMETRI di FUNZIONAMENTO dell'IMPIANTO SMAT	83
4.2	COMPOSIZIONE QUALITATIVA dei FANGHI dell'IMPIANTO SMAT	84
4.3	POTERE CALORIFICO	85
4.4	CLORURI	86
4.5	VALORI MEDI di CARATTERIZZAZIONE FANGHI (ANNO 2011)	88
5	ANALISI MODALITA' SMALTIMENTO/RECUPERO dei FANGHI di DEPURAZIONE SECONDO la VIGENTE NORMATIVA ed il CONTESTO REGIONALE	89
5.1	R1 = spandimento sul suolo a beneficio dell'agricoltura e dell'ecologia	89
5.1.1	<i>Vantaggi:</i>	90
5.1.2	<i>Svantaggi:</i>	91
5.2	R3 = riciclo/recupero delle sostanze organiche non utilizzate come solventi (comprese le operazioni di compostaggio e altre trasformazioni biologiche);	95
5.2.1	<i>Il PROCESSO di COMPOSTAGGIO</i>	98
6	ANALISI TECNOLOGIE SMALTIMENTO TERMICO	108
6.1	I TRATTAMENTI TERMICI	108
6.2	GASSIFICAZIONE	112
6.2.1	<i>Tipologie principali di processo.</i>	112
6.2.2	<i>Impianto Siemens – Thermal Waste Recycling Technology (TWRT, Germania).</i>	114
6.2.3	<i>Impianto pilota di gassificazione fanghi di Freiberg (Germania)</i>	115
6.3	PIROLISI	117
6.3.1	<i>Soluzioni impiantistiche</i>	118
6.3.2	<i>Impianto di pirolisi di Subiaco (Australia)</i>	118
6.3.3	<i>Metodo BioForceTech</i>	120
6.4	INCENERIMENTO	121
6.4.1	<i>Vantaggi–Svantaggi</i>	121
6.4.2	<i>Il processo di incenerimento</i>	122
6.4.3	<i>Camera di combustione</i>	124
6.4.4	<i>Impatto ambientale</i>	132
6.5	IMPIANTI di INCENERIMENTO dei FANGHI	139
6.5.1	<i>Impianto Outotec (Werdhölzli, Svizzera).</i>	139
6.5.2	<i>Impianto di Köhlbrandhöft (Amburgo)</i>	144
6.5.3	<i>Impianto di Dordrecht (Olanda)</i>	150
6.5.4	<i>Impianto di Noord – Brabant (Olanda)</i>	154
6.5.5	<i>Impianto di Stoccarda</i>	158
6.5.6	<i>Impianto di San Pietroburgo</i>	161

6.5.7	<i>Impianto di depurazione fumi della Shell Green</i>	162
7	<i>IPOTESI IMPIANTISTICA ANALISI di FATTIBILITÀ</i>	163
7.1	La TECNOLOGIA BAMAG GMBH	163
7.1.1	<i>Incenerimento dei fanghi di depurazione</i>	164
7.1.2	<i>Recupero energetico</i>	165
7.1.3	<i>Sezione di depurazione delle emissioni gassose</i>	166
7.1.4	<i>Focus sul recupero del fosforo dalle ceneri.</i>	167
7.2	La PROPOSTA IMPIANTISTICA di BAMAG GMBH	172
7.2.1	<i>Trattamento termico dei fanghi</i>	172
7.2.2	<i>Principali caratteristiche tecniche dell'impianto</i>	174
7.2.3	<i>La linea di trattamento delle emissioni gassose</i>	175
7.2.4	<i>Valutazione economica</i>	176
7.2.5	<i>Conclusioni</i>	178
7.3	La PROPOSTA IMPIANTISTICA della SEGHERS BETTER TECHNOLOGY.	180
7.3.1	<i>Descrizione del processo</i>	180
7.3.2	<i>Conclusioni</i>	184
8	<i>CONCLUSIONI</i>	187
8.1	PREVENZIONE e/o MINIMIZZAZIONE della PRODUZIONE	187
8.2	RIUTILIZZO/RIUSO dei COMPONENTI	188
8.3	SFRUTTAMENTO del POTENZIALE ENERGETICO	191
8.3.1	<i>Mono-incenerimento</i>	191
8.3.2	<i>Pirolisi</i>	192
8.3.3	<i>Gassificazione</i>	193
	<i>APPENDICE I (Potere calorifico)</i>	197
	<i>APPENDICE II (impianto BAMAG)</i>	201
	<i>BIBLIOGRAFIA</i>	213
	<i>SITOGRAFIA</i>	216

INTRODUZIONE

“ Ogni qual volta usiamo l’acqua generiamo uno scarico che dovrà essere opportunamente trattato prima della sua successiva immissione nell’ambiente. Dal trattamento di depurazione si ottengono due prodotti: l’acqua depurata e i fanghi, entrambi i quali realizzano i principi dell’economia circolare tramite processi e procedure gestionali integrate nella politica di sistema che privilegiano alternative di riuso e recupero lasciando solo da ultimo quelle di mero smaltimento.”

I concetti appena esposti fondano la Direttiva 91/271/CE, la cui applicazione negli ultimi 15-20 anni ha determinato un forte incremento del trattamento delle acque reflue, cioè del processo di rimozione dei contaminanti organici e/o inorganici da un effluente di origine urbana o industriale.

Secondo l’Agenzia Europea dell’Ambiente (dati del 2013) più dell’80-90% della popolazione europea è servita da impianti di depurazione di acque reflue che per aree urbane con più di 150.000 abitanti sono dotati di trattamento terziario nel 74% dei casi.

L’obbligo d’immissione nei corpi idrici naturali di acque depurate con processi sempre più spinti trasferisce il problema della tutela ambientale alla fase solida prodotta da tali trattamenti: i fanghi, che contengono gran parte degli inquinanti precedentemente presenti nelle acque di scarico (sostanza organica, virus, metalli pesanti, microinquinanti organici..).

L’aumento della quantità di fanghi prodotti è dovuto a metodologie di rimozione degli inquinanti sempre più efficaci, come richiesto dalla legislazione vigente, e all’incremento sia delle aree urbane servite sia della gestione integrata del ciclo idrico urbano. Si auspica da tempo, a tal proposito, che le fasi di trattamento delle acque reflue urbane e di smaltimento dei fanghi vengano studiate ed ottimizzate congiuntamente secondo una strategia europea ed una pianificazione a lungo termine.

La Commissione Europea, nel 2008, ipotizzando un allineamento graduale dei paesi membri alla direttiva vigente, stimava una produzione di fanghi di depurazione pari a 11,5 milioni di tonnellate di solido secco nel 2010 ed un aumento fino a 13.0 milioni di tonnellate entro il 2020.

I dati raccolti nel 2014 smentivano questa previsione. Nella “Relazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni” del 2017 si evidenziava come la produzione di fanghi di depurazione sotto forma di sostanza secca fosse pari a 8,7 milioni di tonnellate, ossia circa 17 kg per abitante; inoltre si rilevava come in alcune nazioni, tra cui l’Italia, la quantità fosse inferiore a 10 kg per abitante, cifra che indicava livelli insufficienti di raccolta e trattamento.

Tale produzione, in Italia, è destinata ad aumentare a seguito dell’adeguamento delle reti di collettamento e dei depuratori, oggetto di sentenza di condanna della Corte di Giustizia dell’Unione Europea sul trattamento delle acque reflue urbane, per il quale è stato previsto l’intervento del Commissario Straordinario Unico del Governo per la Depurazione

I dati più recenti riguardanti la situazione italiana sono reperibili dal “Censimento delle acque per uso civile” condotto dall’ISTAT nel 2015 secondo il quale gli impianti operanti sul territorio nazionale ammontavano a 17.897 unità così suddivise:

- 46,8% trattamento di tipo Imhoff,
- 9% trattamento primario,
- 44,2% trattamento secondario e avanzato.

Su una popolazione di riferimento, a livello nazionale, di circa 75,2 milioni di AE emergeva la situazione seguente:

- 1,2 milioni di AE serviti da impianti Imhoff (1,6%)
- 1,82 milioni di AE serviti da impianti primari (2,4%)
- 22,01 milioni di AE serviti da impianti secondari (29,3%)
- 50,2 milioni di AE serviti da impianti avanzati (66,7%).

Gli impianti sono classificati in base al livello di trattamento effettuato sul refluo (fonte ISPRA).

Trattamenti preliminari: (grigliatura, dissabbiatura, disoleatura)

hanno lo scopo di separare dal liquame le sostanze solide estranee in grado di creare problemi agli impianti di depurazione (detriti, rifiuti solidi, oli, sabbie) attraverso griglie grossolane e fini, dissabbiatori e disoleatori.

Trattamenti primari: (sedimentazione primaria, non sempre presente nel ciclo depurativo)

hanno l'obiettivo di rimuovere gli SST (solidi sospesi totali) prevalentemente di natura organica, presenti nel liquame influente. Il processo può essere agevolato attraverso l'impiego di particolari sostanze flocculanti che aumentano il grado di aggregazione delle particelle e quindi la loro sedimentabilità. Tali sostanze sedimentabili vengono raccolte sul fondo e costituiscono i "fanghi primari" caratterizzati da una maggiore presenza di microinquinanti organici apolari (quindi non solubili in acqua) rispetto ai fanghi biologici detti "fanghi secondari". Questo trattamento produce un abbattimento dei solidi sospesi presenti nel refluo in ingresso pari a circa il 60% ed un abbattimento del carico organico espresso in COD (chemical oxygen demand) di circa il 30 %

Trattamenti secondari: (trattamento biologico)

sono finalizzati all'abbattimento della sostanza organica biodegradabile e alla rimozione dei solidi in forma colloidale, non sedimentabili e, quindi, non separabili con trattamenti di tipo fisico. La biomassa, costituita da una pluralità di ceppi batterici, si accresce in condizioni aerobiche per effetto dell'assorbimento del substrato organico che progressivamente è abbattuto. La concentrazione di biomassa nel reattore biologico varia in un ampio intervallo (1.000 ÷ 8.000 mg/L). La miscela aerata passa per gravità alla sedimentazione secondaria in cui la biomassa viene separata dall'effluente trattato. La biomassa prelevata dal fondo è per lo più ricircolata nel reattore biologico e in piccola parte estratta costituendo i fanghi secondari, più liquidi rispetto a quelli primari (i fanghi secondari hanno una concentrazione di solidi inferiore al 1,5%, i fanghi primari hanno una concentrazione di solidi di circa il 2 ÷ 3%). Fanghi primari e secondari costituiscono il concentrato della contaminazione presente nelle acque reflue.

Trattamenti terziari: (filtrazione, disinfezione)

hanno lo scopo di perfezionare la depurazione riducendo il carico di elementi nutrienti (fosforo e azoto) presenti nell'effluente secondario. In certi casi il trattamento terziario elimina sostanze poco biodegradabili che non sono state eliminate attraverso il metabolismo batterico.

Trattamento terziario avanzato:

è un trattamento più avanzato rispetto ai precedenti, si applica in genere a valle dei trattamenti primari, secondari e terziari, quali, ad esempio: filtrazione su sabbia, filtrazione su membrane, ossidazione avanzata, chiariflocculazione (qualora sia presente per la rimozione di inquinanti diversi o aggiuntivi al fosforo) e adsorbimento su carboni attivi.

I quantitativi di fanghi (primari e secondari) prodotti, secondo il CNR, sono i seguenti:

- produzione di fanghi primari e secondari pari a 27,1 g/ab*d (grammi/abitante per giorno);
- produzione pari a 2,46 l/ab*d, calcolata in base ad una concentrazione di solidi stimata del 4% nei fanghi primari e dell'1,1% nei fanghi secondari

Il "Blue book", edito da Utilitalia e Utilitas, riporta i seguenti dati su base nazionale:

- volume di acqua reflua trattata pari a 250 litri/ab*d;
- produzione media annua di fanghi pari a 13,4 kg/AE., espressa in kg di sostanza secca (s.s.).

Secondo il “Rapporto Rifiuti Speciali” (ISPRA 2018), l’ammontare dei fanghi di depurazione relativi all’anno 2016 è pari a 3.183.919 tonnellate delle quali 271.945 prodotte in Piemonte con una incidenza dell’ 8,5% su base nazionale.

Nell’ambito di un’idonea gestione del territorio e della salvaguardia dell’ambiente, lo smaltimento di tali fanghi si presenta come un problema di complessa soluzione, dove scelte razionali ed appropriate ed esigenze di ordine economico e tecnologico risultano difficili da conciliare.

Il costo del trattamento/smaltimento dei fanghi può incidere fino al 40% sul costo dell’impianto di depurazione e fino al 50% sul costo di gestione.

In questo contesto si può comprendere come l’identificazione di una soluzione appropriata per la destinazione finale di tali fanghi sia un tema di primaria importanza.

Il Gestore del servizio idrico integrato oltre ad identificare tale soluzione deve verificare con continuità la conformità della scelta effettuata con la disciplina vigente, spesso contorta e datata.

Tale disciplina ha dato origine, negli ultimi anni per lo più, a diverse contenzioni di natura giuridica.

La gestione dei fanghi deve avere come priorità, secondo i principi dell’economia circolare, il recupero di materia rispetto al recupero di energia e all’eventuale smaltimento finale. Il dibattito sull’utilizzo dei fanghi in agricoltura si è intensificato negli ultimi anni a seguito di indagini della Magistratura che hanno portato ad alcuni sequestri di impianti di produzione fanghi e di impianti dedicati al trattamento e/o trasformazione intermedi dei fanghi prima del loro spandimento e/o recupero, con conseguente chiusura, in alcune regioni, delle attività di uso dei fanghi in agricoltura. Si è affacciato il problema dell’adeguamento della disciplina di settore con norme chiare e condivisibili per far fronte ad una sentenza di Cassazione intervenuta come atto finale di un procedimento giudiziario. Tale sentenza ha sancito il divieto dell’utilizzo dei fanghi a causa del presunto contenuto “proibitivo” di idrocarburi. A tutt’oggi non si è a conoscenza di casi di potenziale contaminazione di un suolo ove fossero stati utilizzati fanghi conformemente alla disciplina del D.Lgs. 99/92. Il problema degli idrocarburi viene considerato mal posto dagli esperti del settore sulla base della presunzione che la presenza di tali idrocarburi nei fanghi sia attribuibile con certezza a scarichi industriali contenenti oli minerali. Sono in corso approfondimenti che ad oggi portano ad escludere l’origine industriale degli idrocarburi presenti nei fanghi, pare infatti sempre più convincente l’origine domestica dovuta a scarichi di oli e grassi vegetali e animali.

La questione spinosa appena citata sarà trattata in dettaglio nel primo capitolo di questo lavoro, dove verranno esposte le normative vigenti.

Come accennato in precedenza, la produzione di fanghi nel 2016 è stata pari a 3.183.919 tonnellate, circa 115 mila tonnellate in più rispetto al 2015, l’ammontare di quelle effettivamente gestite risulta di 2.924.089, dove il 53,1% avviato alle operazioni di smaltimento ed il 43,6% avviato alle operazioni di recupero secondo quanto segue:

❖ **operazioni di smaltimento**

- *trattamento biologico* (D8) è l’operazione di gestione più utilizzata con poco più di 890 mila tonnellate, pari al 30,4% del totale gestito ed al 57,3% del totale avviato ad operazioni di smaltimento.
- *smaltimento in discarica* (D1) con quasi 378 mila tonnellate, circa il 12,9% del totale gestito ed il 24,3% del totale smaltito.
- *trattamento fisico-chimico* (D9) con 147 mila tonnellate, corrispondenti al 5,0% del totale gestito e al 9,5% del totale smaltito.
- *incenerimento* (D10) con oltre 95 mila tonnellate, il 3,3% del totale gestito ed il 6,1% del totale avviato a smaltimento.

❖ **operazioni di recupero**

- *riciclo/recupero di altre sostanze organiche (R3)* è la prevalente tra le operazioni di recupero con quasi 793 mila tonnellate; interessa il 27,1 % del totale gestito ed il 62,1% del totale recuperato.
- *scambio di rifiuti per sottoporli ad una delle operazioni da R1 - R11 (R12)* con più di 337mila tonnellate, ricopre l'11,5% del totale gestito e il 26,4% del totale dei rifiuti recuperati.
- *recupero di energia (R1)* con quasi 24 mila tonnellate, lo 0,8% del totale gestito e circa il 1,9% del totale recuperato.
- *trattamento in ambiente terrestre a beneficio dell'agricoltura o dell'ecologia (R10)*, pari a quasi 121 mila tonnellate, il 4,1% del totale gestito ed il 9,5% del totale avviato ad operazioni di recupero.

Infine, viene considerata la “*giacenza al 31/12*”, comprensiva della “*Messa in riserva*” (R13) e del “*Deposito preliminare*” (D15), pari a circa 95.000 tonnellate cioè circa il 3,3%.

Il ciclo di trattamento viene scelto in base ad un esame preliminare delle diverse alternative di smaltimento/recupero, in funzione soprattutto delle caratteristiche dei fanghi (umidità, analisi elementare, in particolare contenuto di metalli pesanti e di sostanze tossiche..) e della necessità di minimizzare l'impatto ambientale, conciliando il tutto con fattori tecnico-economici quali ad esempio la disponibilità di siti e di impianti di smaltimento/recupero, i costi di investimento e di gestione, i costi di smaltimento.

La situazione attuale evidenzia la progressiva saturazione dei siti adibiti a discarica ed il crescente costo di questo tipo di smaltimento (D1). La normativa europea, come cita il comunicato stampa del 22 maggio 2018, prevede un aumento della percentuale di riciclo dei rifiuti urbani pari al 65% entro il 2035 ed una diminuzione dello smaltimento in discarica degli stessi che non potrà superare il 10%, sempre entro il 2035.

Il trattamento in ambiente terrestre a beneficio dell'agricoltura o dell'ecologia (R10) è, a tutt'oggi, oggetto di profonda discussione, soggetto a normative sempre più restrittive che ne limitano l'impiego.

Alla luce di queste difficoltà si rende necessario sviluppare processi differenti che consentano di conciliare le garanzie di salvaguardia ambientale (riguardanti il processo stesso e la destinazione finale dei fanghi) con le esigenze di carattere economico. In tale ambito risulta di estremo interesse la valutazione di sistemi di valorizzazione energetica quali possono essere l'incenerimento, la gassificazione e la pirolisi.

Il presente lavoro analizza le varie possibilità di smaltimento/recupero dei fanghi di depurazione prodotti dall'impianto SMAT di Castiglione Torinese e si articola nel seguente modo:

- ❖ Esame delle normative che disciplinano il settore con lo scopo di fornire un quadro dettagliato della legislazione vigente in merito a:
 - ◆ l'utilizzo dei fanghi in agricoltura;
 - ◆ il recupero tramite compostaggio;
 - ◆ il conferimento in discarica;
 - ◆ lo smaltimento con recupero termico tramite termovalorizzazione.
- ❖ Caratterizzazione chimica ed energetica dei fanghi grazie alla raccolta di dati di analisi elementare, potere calorifico (parte sperimentale svolta nel 1999 e successive valutazioni) e contenuto di cloro;
- ❖ Valutazione delle alternative di smaltimento/recupero attraverso:
 - ◆ Un'analisi di modalità dell'utilizzo in agricoltura e del compostaggio, con riferimento alla situazione regionale e alla normativa vigente;

- ◆ Un'analisi di tecnologie di smaltimento termico abbinate a recupero energetico, con riferimento specifico a realizzazioni impiantistiche europee riservando una particolare attenzione al processo di mono-incenerimento con recupero di fosforo;
- ◆ Un'analisi di fattibilità dell'ipotesi impiantistica proposta dalla società BAMAG GmbH soddisfacente le richieste di smaltimento dell'impianto SMAT di Castiglione Torinese. A titolo puramente informativo, viene esposta una ipotesi impiantistica proposta dalla società SEGHERS Better technology, ora diventata KEPPEL-SEGHERS, risalente al 1998.

1 INQUADRAMENTO NORMATIVO

Il principio fondamentale sul quale si dovrebbe articolare tutta la disciplina riguardante i fanghi di depurazione viene esposto dall' art. 127 del D.Lgs 152/06 (fanghi derivanti dal trattamento di acque reflue):

“1. Ferma restando la disciplina di cui al decreto legislativo 27 gennaio 1992, n. 99, i fanghi derivanti dal trattamento delle acque reflue (D.Lgs. 152/06, parte III, art. 74: acque reflue domestiche, acque reflue industriali, acque reflue urbane) sono sottoposti alla disciplina dei rifiuti (D.Lgs. 152/06, parte IV), ove applicabile (e alla fine del complessivo processo di trattamento effettuato nell'impianto di depurazione). ***I fanghi devono essere riutilizzati ogni qualvolta il loro reimpiego risulti appropriato.***

2. E' vietato lo smaltimento dei fanghi nelle acque superficiali dolci e salmastre.”

Le possibilità di gestione dei fanghi di depurazione, come già citato, sono:

- riutilizzo in agricoltura;
- recupero di materia (compostaggio, digestione anaerobica);
- recupero energetico attraverso la termovalorizzazione;
- smaltimento in discarica o incenerimento

1.1 UTILIZZO in AGRICOLTURA

1.1.1 Disciplina europea

La Direttiva 86/278/EEC aveva come obiettivo la promozione dell'utilizzo in agricoltura dei fanghi di depurazione delle acque reflue e la regolazione di tale utilizzo prevenendo conseguenze dannose sul suolo, sulla flora, sulla fauna e sulla salute umana, evitando così il danneggiamento della qualità del suolo e dei prodotti agricoli. I fanghi contengono, infatti, sostanze nutrienti ma anche sostanze contaminanti quali metalli pesanti, inquinanti organici persistenti e agenti patogeni.

La Direttiva citata è tuttora in vigore e contiene i valori limite per i suoli e per i fanghi riguardanti sei metalli pesanti (Cadmio, Rame, Nichel, Piombo, Zinco e Mercurio). Il Cromo non è contemplato, si legge infatti nelle note degli Allegati 1A e 1B: "Non è possibile per il momento fissare valori limite per il Cromo. Il Consiglio li stabilirà in un secondo tempo in base alle proposte presentate dalla Commissione entro l'anno successivo alla notifica della presente direttiva". Ciò non è mai avvenuto.

Gli art. 2 e 3 precisano l'ambito di applicazione della Direttiva:

- i) fanghi residui provenienti dagli impianti di depurazione di acque reflue domestiche o urbane e da altri impianti di depurazione delle acque reflue che presentano una composizione analoga a quella delle acque reflue domestiche e urbane;
- ii) fanghi residui delle fosse settiche e di altri dispositivi analoghi per il trattamento delle acque reflue;
- iii) fanghi residui provenienti da impianti di depurazione diversi da quelli di cui ai punti i) e ii).

I fanghi di cui alla lettera i) possono essere utilizzati in agricoltura conformemente alla Direttiva stessa. Quelli di cui alla lettera ii) possono essere utilizzati nel rispetto delle condizioni indicate dallo stato membro. Quelli alla lettera iii) possono essere utilizzati solo se tale utilizzo è regolamentato dallo stato membro. L'ambito di applicazione risulta quindi molto vasto.

L'uso dei fanghi prodotti dalla depurazione di acque reflue urbane, definite come acque reflue domestiche o miscugli di acque reflue domestiche, acque reflue industriali e/o acque meteoriche di dilavamento (art. 1, comma 1, Direttiva 91/271 concernente il trattamento delle acque reflue urbane), normalmente conferite in pubblica fognatura, rappresenta il caposaldo della Direttiva. L'uso in agricoltura di altre tipologie di fanghi non è escluso ma subordinato al rispetto di condizioni specifiche per i fanghi delle fosse settiche (anche diverse da quelle previste dalla Direttiva 86/278) e alla regolamentazione specifica degli Stati membri per gli altri fanghi prodotti dalla depurazione di acque reflue non rientranti nelle categorie sopra indicate.

E' bene sottolineare come la Direttiva 86/278 non abbia previsto limiti per microinquinanti organici, quali idrocarburi, diossine, idrocarburi policiclici aromatici (IPA) o policlorobifenili (PCB).

Allegato 1A:
valori limite di
concentrazione di
metalli pesanti nel
suolo
(mg/kg s.s. di un
campione
rappresentativo dei
terreni con pH
compreso tra 6 e 7)

Allegato 1B:
valori limite della
concentrazione di metalli
pesanti nei fanghi
utilizzati in agricoltura
(mg/kg s.s.)

Allegato 1C:
valori limite delle quantità
annue di metalli pesanti
che possono essere
immesse nei terreni
coltivati, calcolati in base
ad una media di 10 anni
(kg/ha/anno)

<i>Cadmio</i>	1 ÷ 3	20 ÷ 40	0,15
<i>Rame</i>	50 ÷ 140	1000 ÷ 1750	12
<i>Nichel</i>	30 ÷ 75	300 ÷ 400	3
<i>Piombo</i>	50 ÷ 300	750 ÷ 1200	15
<i>Zinco</i>	150 ÷ 300	2500 ÷ 4000	30
<i>Mercurio</i>	1 ÷ 1,5	16 ÷ 25	0,1
<i>Cromo</i>	–	–	–

Direttiva 86/278/CEE. (Tab.1.1)

Ogni Stato membro ha poi trasposto la Direttiva nell'ordinamento nazionale, nel rispetto dei diversi contesti territoriali, arrivando in alcuni casi a limiti più restrittivi e prevedendo limiti aggiuntivi per alcuni inquinanti organici. La situazione italiana viene esposta nelle Tab.1.2 e Tab.1.3.

1.1.2 Disciplina nazionale

L'utilizzo agricolo dei fanghi di depurazione è disciplinato in Italia dal D.L.gs n. 99 del 27 gennaio 1992, emanato in attuazione della Direttiva 86/278/CEE, con lo scopo di evitare effetti nocivi sul suolo, sulla vegetazione, sugli animali e sull'uomo ed incoraggiarne la corretta utilizzazione (art. 1).

Tale normativa prevede che i fanghi utilizzabili in agricoltura siano unicamente quelli derivanti da processi di depurazione di acque reflue da insediamenti civili oppure da insediamenti produttivi, purché qualitativamente assimilabili ai precedenti.

Condizioni necessarie per effettuare il recupero dei fanghi in agricoltura sono:

- **fase di trattamento** (biologico, chimico o termico, deposito a lungo termine o altro opportuno procedimento), che ha lo scopo di ridurre il loro potere fermentescibile e gli inconvenienti sanitari derivanti dal loro utilizzo; pertanto viene impedito l'impiego diretto dei fanghi sul suolo;
- **utilità** ovvero l'idoneità a produrre effetto concimante e/o ammendante e correttivo del terreno;
- **assenza di sostanze tossiche e nocive e/o persistenti e/o bioaccumulabili in concentrazioni dannose** per il terreno, le colture, gli animali, l'uomo e l'ambiente in generale.

La norma prevede quindi i limiti da rispettare per quanto riguarda il contenuto in metalli pesanti sia nei terreni scelti come recettori finali (*allegato 1A*) sia nei fanghi (*allegato 1B*).

Valori Massimi di Concentrazione di metalli pesanti nei suoli agricoli destinati all'utilizzazione dei fanghi di depurazione

	Valore limite (mg/kg s.s.)	<p><i>Nota: sui terreni destinati all'utilizzazione dei fanghi deve essere eseguito, prima della somministrazione, un test rapido di Bartlett e James (allegato II A, rif. 3) per l'identificazione della capacità del suolo ad ossidare il Cr III a Cr VI. I terreni che, sottoposti a tale test, producono quantità uguali o superiori a 1 µM di Cr VI non possono ricevere fanghi contenenti cromo.</i></p>
<i>Cadmio</i>	1.5	
<i>Mercurio</i>	1	
<i>Nichel</i>	75	
<i>Piombo</i>	100	
<i>Rame</i>	100	
<i>Zinco</i>	300	

D.L.gs. n. 99/1992, Allegato 1A (Tab.1.2)

Valori Massimi di Concentrazione di metalli pesanti nei fanghi destinati all'utilizzazione in agricoltura

Caratteristiche agronomiche e microbiologiche nei fanghi destinabili all'utilizzazione in agricoltura

	Valore limite (mg/kg s.s.)		Valore limite
<i>Cadmio</i>	20	<i>C organico min. (% s.s.)</i>	20
<i>Mercurio</i>	10	<i>P totale min. (% s.s.)</i>	0.4
<i>Nichel</i>	300	<i>N totale min. (% s.s.)</i>	1.5
<i>Piombo</i>	750	<i>Salmonelle max. (MPN/g s.s.)</i>	10 ³
<i>Rame</i>	1000		
<i>Zinco</i>	2500		

D. L.gs. n. 99/1992, Allegato 1B (Tab.1.3)

E' consentita l'applicazione sul terreno di non più di 15 t/ha di sostanza secca in un triennio, purché i suoli presentino particolari caratteristiche.

Eventualmente si può prevedere una operazione di *condizionamento* dei fanghi, con lo scopo di modificare le loro caratteristiche fisiche, chimiche e biologiche e facilitarne così l'utilizzazione in agricoltura: ad esempio è considerata "condizionamento" l'operazione di miscelazione con altri fanghi, con altri rifiuti di matrice organica o a composizione analoga a quella dei fertilizzanti disciplinati dalla Legge n. 748/84, mentre sono esclusi i trattamenti già eseguiti all'interno dell'impianto di depurazione.

La normativa prevede infine le metodiche di campionamento e di analisi, nonché i parametri da determinare sia per i fanghi sia per i terreni.

I fanghi usati a scopo agricolo possono essere liquidi, disidratati o essiccati. Il processo di essiccamento termico realizza la stabilizzazione del fango, con evidenti vantaggi per quanto riguarda le fasi di trasporto e smaltimento (per l'assenza di maleodorazioni), ed inoltre non crea problemi di accettabilità per quanto riguarda il contenuto di metalli pesanti: i limiti previsti dalla normativa sono infatti riferiti alla sostanza secca e non sono pertanto influenzati dal grado di umidità presente nel fango (occorre però controllare le condizioni di essiccamento in modo da evitare la possibile modesta ossidazione del Cr III a Cr VI).

Definizione di Fanghi di depurazione di acque reflue.

E' opportuno prestare particolare attenzione alla definizione di fanghi, in specifico riguardo alla loro origine e alla loro qualità. Essa rappresenta la prima delle varie criticità che questa normativa, ormai obsoleta, contiene.

L'art. 2 del D.Lgs 99/92 definisce:

- a) Fanghi: i residui derivanti dai processi di depurazione:
 - 1. Delle acque reflue provenienti esclusivamente da insediamenti civili come definiti dalla lettera b), art. 1 quater, legge 8 ottobre 1976, n. 690;
 - 2. Delle acque reflue provenienti da insediamenti civili e produttivi: tali fanghi devono possedere caratteristiche sostanzialmente non diverse di quelle possedute dai fanghi di cui al punto a.1;
 - 3. Delle acque reflue provenienti esclusivamente da insediamenti produttivi, come definiti dalla legge 319/76 e successive modifiche ed integrazioni; tali fanghi devono essere assimilabili per qualità a quelli di cui al punto a.1 sulla base di quanto disposto nel successivo articolo 3.1.

La legge 8 ottobre 1976, n. 690 e la legge Merli 319/76 sono state abrogate nel 1999 dall'art. 63 del D.Lgs. 152/99 e in seguito dall'art. 175 del D.Lgs. 152/06.

Non sembra esistano altri provvedimenti successivi normanti i reflui civili e/o le acque provenienti esclusivamente da insediamenti civili.

Ne consegue che, i "reflui civili", citati nel D.Lgs. 99/92 e definiti dalla L. 690/76, non hanno più valenza applicativa né vengono presi in considerazione nei successivi decreti sulle acque né nella Parte III del Testo Unico Ambientale dove invece viene data la definizione "acque reflue domestiche" (art. 74, Parte III, D.Lgs. 152/06): acque reflue provenienti da insediamenti di tipo residenziale e da servizi e derivanti prevalentemente dal metabolismo umano e da attività domestiche".

Si è passati dal termine "esclusivamente" al termine "prevalentemente" più fedele alla situazione reale.

I criteri per l'assimilazione di altre acque reflue a quelle domestiche sono contenuti nell'art. 101 commi 7 e 7 bis del D. Lgs.152/06 e successive modifiche ed integrazioni e nel successivo D.P.R. 227/2011.

7) Salvo quanto previsto dall'articolo 112, ai fini della disciplina degli scarichi e delle autorizzazioni, sono assimilate alle acque reflue domestiche le acque reflue:

- a) provenienti da imprese dedite esclusivamente alla coltivazione del terreno e/o alla silvicoltura;

b) provenienti da imprese dedite ad allevamento di bestiame che, per quanto riguarda gli effluenti di allevamento, praticano l'utilizzazione agronomica in conformità alla disciplina regionale stabilita sulla base dei criteri e delle norme tecniche generali di cui all'articolo 112, comma 2, e che dispongono di almeno un ettaro di terreno agricolo per ognuna delle quantità indicate nella Tabella 6 dell'Allegato 5 alla parte III del presente decreto;

c) provenienti da imprese dedite alle attività di cui alle lettere a) e b) che esercitano anche attività di trasformazione o di valorizzazione della produzione agricola, inserita con carattere di normalità e complementarietà funzionale nel ciclo produttivo aziendale e con materia prima lavorata proveniente in misura prevalente dall'attività di coltivazione dei terreni di cui si abbia a qualunque titolo la disponibilità;

d) provenienti da impianti di acquacoltura e di piscicoltura che diano luogo a scarico e che si caratterizzino per una densità di allevamento pari o inferiore a 1 Kg per metro quadrato di specchio d'acqua o in cui venga utilizzata una portata d'acqua pari o inferiore a 50 litri al minuto secondo;

e) aventi caratteristiche qualitative equivalenti a quelle domestiche e indicate dalla normativa regionale;

f) provenienti da attività termali, fatte salve le discipline regionali di settore.

7 bis) Sono altresì assimilate alle acque reflue domestiche, ai fini dello scarico in pubblica fognatura, le acque reflue di vegetazione dei frantoi oleari. Al fine di assicurare la tutela del corpo idrico ricettore e il rispetto della disciplina degli scarichi delle acque reflue urbane, lo scarico di acque di vegetazione in pubblica fognatura è ammesso, ove l'ente di governo dell'ambito e il gestore d'ambito non ravvisino criticità nel sistema di depurazione, per i frantoi che trattano olive provenienti esclusivamente dal territorio regionale e da aziende agricole i cui terreni insistono in aree scoscese o terrazzate ove i metodi di smaltimento tramite fertilizzazione e irrigazione non siano agevolmente praticabili, previo idoneo trattamento che garantisca il rispetto delle norme tecniche, delle prescrizioni regolamentari e dei valori limite adottati dal gestore del servizio idrico integrato in base alle caratteristiche e all'effettiva capacità di trattamento dell'impianto di depurazione.

Ulteriori criteri per l'assimilazione sono definiti dall' art. 2 del Decreto del Presidente della Repubblica 19 ottobre 2011, n. 227 (Regolamento per la semplificazione di adempimenti amministrativi in materia ambientale gravanti sulle imprese):

➤ Caratteristiche quantitative ($\leq 15 \text{ m}^3/\text{d}$) e qualitative dello scarico (pH 5,5-9,5, temperatura $\leq 30 \text{ }^\circ\text{C}$, colore non percettibile con diluizione 1:40, materiali grossolani assenti, solidi sospesi totali $\leq 700 \text{ mg/L}$, BOD₅ $\leq 300 \text{ mg/L}$, COD $\leq 700 \text{ mg/L}$, rapporto COD/BOD₅ $\leq 2,2$, fosforo totale $\leq 30 \text{ mg/L}$, azoto ammoniacale $\leq 50 \text{ mg/L}$, azoto nitroso $\leq 0,6 \text{ mg/L}$, azoto nitrico $\leq 30 \text{ mg/L}$, grassi e oli animali/vegetali $\leq 40 \text{ mg/L}$, tensioattivi $\leq 20 \text{ mg/L}$);

➤ Produzione di scarichi terminali provenienti esclusivamente da servizi igienici, cucine, mense;

➤ Acque reflue provenienti da 35 categorie di attività specifiche elencate nella tabella 2 dell'allegato A del decreto.

Da tutto ciò ne consegue che l'art. 2 lettera a) del D.Lgs. 99/92 deve essere riferito alla definizione vigente di acque reflue domestiche ed alle modalità di assimilazione delle acque a quelle domestiche ai fini stessi della qualità dei fanghi da esse generate.

E' opportuno porre l'attenzione sul fatto che, eccetto lo scarico di acque reflue domestiche, lo scarico in pubblica fognatura è subordinato al rispetto dei limiti specifici allo scarico riportati nella Tabella 3, Allegato 5 alla parte III del D.Lgs. 152/06 e successive modifiche ed integrazioni. Possono quindi essere conferite in fognatura acque reflue da insediamenti produttivi che, se non conformi ai limiti di Tab.3, devono venire pretrattati in modo da risultare equivalenti alle acque

reflue domestiche secondo il criterio base di assimilazione espresso dall'art. 101, comma 7, lettera e) del D.Lgs. 152/06 s.m.i. In tale criterio troviamo valori differenti rispetto DPR 227/2011, come ad esempio $COD \leq 500\text{mg/L}$, $BOD_5 \leq 250\text{mg/L}$, solidi sospesi totali $< 200\text{mg/L}$, che risultano essere più restrittivi. Ne consegue che non può essere messa in dubbio la conferibilità in pubblica fognatura di acque reflue conformi ai limiti di Tab.3 qualora la portata non superi i $15\text{m}^3/\text{d}$.

I fanghi prodotti nei depuratori del servizio idrico integrato, gestiti secondo la normativa esposta, sono fanghi urbani con codice 190805 che, secondo la Decisione 955/2014/UE, individua:

un rifiuto non pericoloso assoluto in quanto “non asteriscato e privo di codice a specchio” proprio in funzione dell'attività da cui ha avuto origine.

Quando il D.Lgs. 99/92 fu emanato l'elenco europeo dei rifiuti non esisteva. Tuttavia, da quanto esposto, sembra evidente come i fanghi rientrino nel campo di applicazione del decreto stesso sempre che vengano rispettate tutte le condizioni in esso contenute.

Si nota, infatti, come la “non pericolosità” stabilita dal legislatore europeo garantisca il rispetto della condizione alla lettera c), comma 1, art. 3 del D.Lgs. 99/92 secondo cui i fanghi possono essere utilizzati in agricoltura qualora non contengano sostanze tossiche o nocive in concentrazioni tali da danneggiare il terreno, le colture, gli animali, l'uomo o l'ambiente in generale.

Sebbene questo primo ostacolo dovuto a definizioni difformi sembri essere superato, altre criticità si sono presentate negli ultimi anni richiedendo l'intervento della Magistratura.

D.Lgs. 99/92 vs D.Lgs. 152/06

Nelle tabelle 1.2 e 1.3 di questo capitolo sono stati forniti i valori limite delle concentrazioni dei metalli pesanti citate nel D.Lgs. 99/92 che recita: “ la concentrazione di uno o più metalli pesanti nel suolo non superi i valori limite fissati nell'All. 1A;....e al momento del loro (intendendo i fanghi) impiego in agricoltura, non superino i valori limite per le concentrazioni di metalli pesanti e di altri stabiliti nell' All. 1B”. Molti esperti del settore lamentano come le varie condizioni di utilizzo previste da questo decreto siano largamente inapplicate o inapplicabili e come si operi solo prestando attenzione all'analisi chimica dei metalli pesanti.

La successiva criticità si viene a creare quando entra in vigore il D.Lgs. 152/06, Testo Unico Ambientale, che fornisce parametri non coerenti con quelli fissati per i fanghi nella sezione che disciplina le bonifiche dei suoli contaminati.

Il Ministero dell'Ambiente e l'ISPRA, interpellati dalle regioni Veneto e Toscana, hanno accertato l'incompatibilità fra le due norme chiarendo però come i valori dell'All. 1B del D.Lgs. 99/92 si applichino solo al **fango come rifiuto** mentre i limiti fissati nel D.Lgs. 152/06 (Tab.1, colonna A, allegato 5, parte IV) riguardino il **suolo per usi specifici** (verde pubblico-residenziale o commerciale- industriale- artigianale), superati i quali esso si definisce contaminato con obbligo di applicazione delle procedure di bonifica.

La Corte di Cassazione (sezione III penale, n. 27958 del 6 giugno 2017), chiamata ad intervenire sul problema, dichiara quanto segue: “l'utilizzo in agricoltura di un fango, nel rispetto delle condizioni e dei requisiti fissati dal D.Lgs. 99/92, porterebbe ad un possibile inquinamento dei suoli. Infatti, i valori per le concentrazioni di metalli pesanti nei fanghi destinati all'utilizzo in agricoltura risultano essere ben più elevate rispetto ai corrispondenti valori fissati dalla Tab.1, colonna A, allegato 5, Parte IV del D.Lgs 152/06, il cui superamento qualifica un suolo come contaminato.....E' impensabile che una regolamentazione ad hoc, quale quella contenuta nel D.Lgs. 99/92,....possa ammettere un uso indiscriminato di sostanze tossiche e nocive, non nominate come pericolose ex positivo iure, ponendosi piuttosto un problema di limiti e di tollerabilità dei fanghi in

sintonia con le finalità perseguite di tutela ambientale e di salvaguardia della salute della persona umana”.

<p>Concentrazioni Limite di Soglia di Contaminazione (CSC, mg/kg s.s.), fissati dal D.Lgs. 152/06, per la definizione di sito contaminato, (Tab.1, colonna A, allegato 5, parte IV)</p>	<p>Limiti di concentrazioni di metalli (mg/kg s.s.) nei fanghi (rifiuto) destinati all'uso agricolo, fissati dal D.Lgs. 99/92</p>
--	--

<i>Cd</i>	2	20
<i>Cu</i>	120	1000
<i>Hg</i>	1	10
<i>Ni</i>	120	300
<i>Pb</i>	100	750
<i>Zn</i>	150	2.500

(Tab.1.4)

Sentenza TAR Lombardia del 20 luglio 2018 (sez. III, n. 1782)

La vicenda giuridica che vede coinvolta la regione Lombardia sottolinea come il D.Lgs. 99/92 sia ormai obsoleto ma fornisce indicazioni comportamentali precise qualora non espresse dal Decreto stesso.

La delibera della Giunta regionale Lombardia n. X/7076 dell'11 settembre 2017, modifica ed integrazione del DGR 2031/2014, fissa valori limite per i fanghi ad uso agricolo:

- a) Idrocarburi C₁₀-C₄₀ < 10.000 mg/kg s.s.
- b) Nonilfenolo+nonilfenolo monoetossilato+nonilfenolo dietossilato < ∑ 50 mg/kg s.s.

Sostanze non previste nel D.Lgs. 99/92.

Il TAR Lombardia a seguito del ricorso sulla suddetta delibera, richiesto da 51 sindaci di altrettanti comuni del Lodigiano e del Pavese, ha sancito:

“Ritiene il Collegio che il ricorso sia fondato, essendo.....materia “tutela ambientale” che la Costituzione, all’art. 117, secondo comma, lett. s), attribuisce alla competenza esclusiva dello Stato.

.....le disposizioni di tale delibera sarebbero in contrasto con la normativa primaria statale, e precisamente con la Tab.1, all. 5, Titolo V, parte IV del D.Lgs. 152/06 (**ritenuta applicabile anche ai fanghi di depurazione**). Rilevano in proposito gli interessati che, per le concentrazioni di idrocarburi, la suindicata tabella indica limiti molto più contenuti rispetto a quelli stabiliti dalla delibera regionale. Sarebbe pertanto evidente, visto il contrasto fra normativa statale e normativa regionale in una materia riservata alla competenza legislativa esclusiva dello Stato, l’illegittimità della seconda”.

Il TAR prosegue: ”.....Ci si deve quindi chiedere quale trattamento giuridico debbano ricevere tali sostanze e se, in particolare, la lacuna del D.Lgs. 99/92 possa essere colmata con l’applicazione di altre norme del nostro ordinamento. Al quesito ha fornito risposta positiva una recente sentenza della Corte di Cassazione (Cassazione penale, sez. III, 6 giugno 2017, n. 27958), la quale ha enunciato il principio secondo cui la mancata presenza di una norma specifica, all’interno del D.Lgs. 99/92, riguardante la concentrazione di idrocarburi e fenoli nei fanghi ad uso agricolo –

sebbene non comporti l'assoluto divieto di utilizzo di tali fanghi ogniqualvolta si riscontri in essi la presenza di tali sostanze indipendentemente dalla loro concentrazione – non determina un vuoto di disciplina dovendosi comunque applicare i valori limite sanciti dalla Tab.1, all. 5, Titolo V, parte IV del D.Lgs. 152/06.....che, quindi, anche con riferimento ai fanghi, debbono essere applicate le disposizioni contenute nella suddetta tabella nella quale vengono individuati i valori massimi di concentrazione nel suolo e nel sottosuolo – riferiti alla specifica destinazione d'uso – delle sostanze inquinanti ivi indicate, superati i quali si deve procedere, ai sensi dell'art. 240, lett. b), del D.Lgs. 152/06, a caratterizzazione dell'area ed all'analisi di rischio sito specifica”.

Corte di Cassazione (Cassazione penale, sez. III, 6 giugno 2017, n. 27958, Pagnin)

La Corte di Cassazione sancisce: “...che il principio espresso dal D.Lgs. 152/06, art. 127 - secondo cui, ferme le disposizioni del D.Lgs. 99/92, i fanghi sono assoggettati alla disciplina dei rifiuti – va interpretato nel senso che la regolamentazione dei fanghi di depurazione non è dettata da un apparato normativo autosufficiente confinato all'interno del D.Lgs. 99/92 ma il regime giuridico, dal quale è tratta la completa disciplina della materia, deve essere integrato dalla normativa generale sui rifiuti, in quanto soltanto attraverso l'applicazione del testo unico ambientale e delle altre norme generali sui rifiuti, per le parti non espressamente disciplinate dal D.Lgs. 99/92, è possibile assicurare la tutela ambientale che il sistema, nel suo complesso, esige, in applicazione del principio generale dettato dal D.Lgs. 152/06, che è in linea con il principio declinato dal D.Lgs. 99/92, art. 1, per cui l'attività di trattamento dei rifiuti deve comunque avvenire senza pericolo per la salute dell'uomo e dell'ambiente....”.

L'uso agronomico presuppone quindi che il fango sia ricondotto “...al rispetto dei limiti previsti per le matrici ambientali a cui dovrà essere assimilato (e quindi anche quelli previsti dalla Tab.1, all. 5, Titolo V, parte IV del D.Lgs. 152/06)”.

La Corte di Cassazione ha quindi stabilito, con certezza, che i fanghi ad uso agricolo devono rispettare i limiti previsti per le matrici ambientali a cui dovranno essere assimilati.

La stessa Corte mette evidenza come il D.Lgs. 36/03 preveda più restrittivi valori limite di concentrazione degli idrocarburi per il conferimento dei rifiuti in discarica.

“Si avrebbe altresì l'assurdo per cui un fango di natura industriale, con le medesime concentrazioni di idrocarburi, ma non classificato come fango di depurazione dovrebbe essere trattato secondo rigorosi criteri ambientali in operazioni di recupero che ne abbattano gli inquinanti per poter essere ammesso in discariche di inerti (500 mg/kg limite massimo stabilito dal D.Lgs. 36/03) e quindi compatibile solo con discariche di rifiuti industriali..” mentre fanghi di depurazione di acque reflue civili che contengono le identiche concentrazioni in eccesso di idrocarburi potrebbero essere utilizzati in agricoltura (sparsi al suolo) senza alcun trattamento preliminare.

La sentenza del TAR Lombardia del 20 luglio 2018 annulla, di fatto, il D.G.R. 11 settembre 2017 n. X/7076, che fissava il limite degli idrocarburi C₁₀-C₄₀ < 10.000 mg/kg s.s. , e impone il riferimento ai limiti contenuti nel D.Lgs 152/06 dove il limite di idrocarburi pesanti (> C₁₂) nel suolo risulta < 50 mg/kg. Tale limite non è specifico per i fanghi di depurazione ma per i suoli affinché non siano dichiarati contaminati e quindi soggetti a procedure di bonifica. Il problema spinoso risiede nel fatto che questo limite è praticamente impossibile da raggiungere per gli impianti di trattamento fanghi attivi in Italia, si è generata di conseguenza una crisi fronteggiata con delibere regionali d'urgenza per autorizzare stoccaggi prolungati dei fanghi che non potevano più essere sparsi senza il rischio di danni ambientali e sanitari.

**Concentrazione soglia di contaminazione nel suolo e nel sottosuolo
riferiti alla specifica destinazione d'uso dei siti da bonificare
(mg/kg s.s.)**

	Siti ad uso Verde pubblico, privato e residenziale	Siti ad uso Commerciale e Industriale
<i>Composti inorganici</i>		
<i>Antimonio</i>	10	30
<i>Arsenico</i>	20	50
<i>Berillio</i>	2	10
<i>Cadmio</i>	2	15
<i>Cobalto</i>	20	250
<i>Cromo totale</i>	150	800
<i>Cromo VI</i>	2	15
<i>Mercurio</i>	1	5
<i>Nichel</i>	120	500
<i>Piombo</i>	100	1000
<i>Rame</i>	120	600
<i>Selenio</i>	3	15
<i>Stagno</i>	1	350
<i>Tallio</i>	1	10
<i>Vanadio</i>	90	250
<i>Zinco</i>	150	1500
<i>Cianuri (liberi)</i>	1	100
<i>Fluoruri</i>	100	2000
<i>Aromatici</i>		
<i>Benzene</i>	0.1	2
<i>Etilbenzene</i>	0.5	50
<i>Stirene</i>	0.5	50
<i>Toluene</i>	0.5	50
<i>Xilene</i>	0.5	50
<i>Sommatoria organici aromatici (da 20 a 23)</i>	1	100
<i>Aromatici policiclici(1)</i>		
<i>Benzo(a)antracene</i>	0.5	10
<i>Benzo(a)pirene</i>	0.1	10
<i>Benzo(b)fluorantene</i>	0.5	10
<i>Benzo(k,)fluorantene</i>	0.5	10
<i>Benzo(g, h, i,)terilene</i>	0.1	10
<i>Crisene</i>	5	50
<i>Dibenzo(a,e)pirene</i>	0.1	10
<i>Dibenzo(a,l)pirene</i>	0.1	10
<i>Dibenzo(a,i)pirene</i>	0.1	10
<i>Dibenzo(a,h)pirene.</i>	0.1	10
<i>Dibenzo(a,h)antracene</i>	0.1	10
<i>Indenopirene</i>	0.1	5
<i>Pirene</i>	5	50
<i>Sommatoria policiclici aromatici (da 25 a 34)</i>	10	100

<i>Alifatici clorurati cancerogeni (1)</i>		
<i>Clorometano</i>	<i>0.1</i>	<i>5</i>
<i>Diclorometano</i>	<i>0.1</i>	<i>5</i>
<i>Triclorometano</i>	<i>0.1</i>	<i>5</i>
<i>Cloruro di Vinile</i>	<i>0.01</i>	<i>0.1</i>
<i>1,2-Dicloroetano</i>	<i>0.2</i>	<i>5</i>
<i>1,1 Dicloroetilene</i>	<i>0.1</i>	<i>1</i>
<i>Tricloroetilene</i>	<i>1</i>	<i>10</i>
<i>Tetracloroetilene (PCE)</i>	<i>0.5</i>	<i>20</i>
<i>Alifatici clorurati non cancerogeni (1)</i>		
<i>1,1-Dicloroetano</i>	<i>0.5</i>	<i>30</i>
<i>1,2-Dicloroetilene</i>	<i>0.3</i>	<i>15</i>
<i>1,1,1-Tricloroetano</i>	<i>0.5</i>	<i>50</i>
<i>1,2-Dicloropropano</i>	<i>0.3</i>	<i>5</i>
<i>1,1,2-Tricloroetano</i>	<i>0.5</i>	<i>15</i>
<i>1,2,3-Tricloropropano</i>	<i>1</i>	<i>10</i>
<i>1,1,2,2-Tetracloroetano</i>	<i>0.5</i>	<i>10</i>
<i>Alifatici alogenati Cancerogeni (1)</i>		
<i>Tribromometano(bromofornio)</i>	<i>0.5</i>	<i>10</i>
<i>1,2-Dibromoetano</i>	<i>0.01</i>	<i>0.1</i>
<i>Dibromoclorometano</i>	<i>0.5</i>	<i>10</i>
<i>Bromodiclorometano</i>	<i>0.5</i>	<i>10</i>
<i>Nitrobenzeni</i>		
<i>Nitrobenzene</i>	<i>0.5</i>	<i>30</i>
<i>1,2-Dinitrobenzene</i>	<i>0.1</i>	<i>25</i>
<i>1,3-Dinitrobenzene</i>	<i>0.1</i>	<i>25</i>
<i>Cloronitrobenzeni</i>	<i>0.1</i>	<i>10</i>
<i>Clorobenzeni (1)</i>		
<i>Monoclorobenzene</i>	<i>0.5</i>	<i>50</i>
<i>Diclorobenzeni non cancerogeni (1,2-diclorobenzene)</i>	<i>1</i>	<i>50</i>
<i>Diclorobenzeni cancerogeni (1,4 - diclorobenzene)</i>	<i>0.1</i>	<i>10</i>
<i>1,2,4 -triclorobenzene</i>	<i>1</i>	<i>50</i>
<i>1,2,4,5-tetracloro-benzene</i>	<i>1</i>	<i>25</i>
<i>Pentaclorobenzene</i>	<i>0.1</i>	<i>50</i>
<i>Esaclorobenzene</i>	<i>0.05</i>	<i>5</i>
<i>Fenoli non clorurati (1)</i>		
<i>Metilfenolo(o-, m-, p-)</i>	<i>0.1</i>	<i>25</i>
<i>Fenolo</i>	<i>1</i>	<i>60</i>
<i>Fenoli clorurati (1)</i>		
<i>2-clorofenolo</i>	<i>0.5</i>	<i>25</i>
<i>2,4-diclorofenolo</i>	<i>0.5</i>	<i>50</i>
<i>2,4,6 - triclorofenolo</i>	<i>0.01</i>	<i>5</i>
<i>Pentaclorofenolo</i>	<i>0.01</i>	<i>5</i>

<i>Ammine Aromatiche (1)</i>		
<i>Anilina</i>	<i>0.05</i>	<i>5</i>
<i>o-Anisidina</i>	<i>0.1</i>	<i>10</i>
<i>m,p-Anisidina</i>	<i>0.1</i>	<i>10</i>
<i>Difenilamina</i>	<i>0.1</i>	<i>10</i>
<i>p-Toluidina</i>	<i>0.1</i>	<i>5</i>
<i>Sommatoria Ammine Aromatiche (da 73 a 77)</i>	<i>0.5</i>	<i>25</i>
<i>Fitofarmaci</i>		
<i>Alaclor</i>	<i>0.01</i>	<i>1</i>
<i>Aldrin</i>	<i>0.01</i>	<i>0.1</i>
<i>Atrazina</i>	<i>0.01</i>	<i>1</i>
<i>α-esacloroetano</i>	<i>0.01</i>	<i>0.1</i>
<i>β-esacloroetano</i>	<i>0.01</i>	<i>0.5</i>
<i>γ-esacloroetano (Lindano)</i>	<i>0.01</i>	<i>0.5</i>
<i>Clordano</i>	<i>0.01</i>	<i>0.1</i>
<i>DDD, DDT, DDE</i>	<i>0.01</i>	<i>0.1</i>
<i>Dieldrin</i>	<i>0.01</i>	<i>0.1</i>
<i>Endrin</i>	<i>0.01</i>	<i>2</i>
<i>Diossine e furani</i>		
<i>Sommatoria PCDD, PCDF (conversione T.E.)</i>	<i>1x10-5</i>	<i>1x10-4</i>
<i>PCB</i>	<i>0.06</i>	<i>5</i>
<i>Idrocarburi</i>		
<i>Idrocarburi Leggeri C inferiore o uguale a 12</i>	<i>10</i>	<i>250</i>
<i>Idrocarburi pesanti C superiore a 12</i>	<i>50</i>	<i>750</i>
<i>Altre sostanze</i>		
<i>Amianto</i>	<i>1000 (*)</i>	<i>1000 (*)</i>
<i>Esteri dell'acido ftalico (ognuno)</i>	<i>10</i>	<i>60</i>

Tab.1, allegato 5, Titolo V, parte IV del D.Lgs. 152/06.(Tab.1.5)

(1) In Tabella sono selezionate, per ogni categoria chimica, alcune sostanze frequentemente rilevate nei siti contaminati.

Per le sostanze non esplicitamente indicate in Tabella i valori di concentrazione limite accettabili sono ricavati adottando quelli indicati per la sostanza tossicologicamente più affine.

Decreto Genova, D.L. 109/2018

(Decreto-Legge 28 settembre 2018, n. 109, “Disposizioni urgenti per la città di Genova, la sicurezza della rete nazionale delle infrastrutture e dei trasporti, gli eventi sismici del 2016 e 2017, il lavoro e le altre emergenze”, così come modificato dalla Legge 16 novembre 2018 n.130).

La criticità citata in precedenza viene affrontata dallo Stato con l’art. 41 del Decreto emanato dopo il crollo del ponte Morandi:

Art. 41

Disposizioni urgenti sulla gestione dei fanghi di depurazione

“Al fine di superare situazioni di criticità nella gestione dei fanghi di depurazione, nelle more di una revisione organica della normativa di settore, continuano a valere, ai fini dell'utilizzo in agricoltura dei fanghi di cui all'art. 2, comma 1, lettera a), del decreto legislativo 27 gennaio 1992, n. 99, i limiti dell'Allegato 1B del predetto decreto, fatta eccezione per gli idrocarburi (C₁₀-C₄₀), per gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), per le policlorodibenzodiossine e i policlorodibenzofurani (PCDD/PCDF), per i policlorobifenili (PCB), per Toluene, Selenio, Berillio, Arsenico, Cromo totale e Cromo VI, per i quali i limiti sono i seguenti:

	Valori limite della concentrazione di metalli pesanti nei fanghi utilizzati in agricoltura, D.Lgs. 99/92 (mg/kg s.s.)	Valori limite della concentrazione di metalli pesanti nei fanghi utilizzati in agricoltura, Decreto Genova, art. 41 (mg/kg s.s.)
<i>Cadmio</i>	20	
<i>Rame</i>	1000	
<i>Nichel</i>	300	
<i>Piombo</i>	750	
<i>Zinco</i>	2500	
<i>Mercurio</i>	10	
<i>Cromo tot</i>		<200
<i>Cromo VI</i>		<2
<i>Idrocarburi (C₁₀-C₄₀)</i>		≤ 1.000 (mg/kg tal quale)
<i>IPA(*)</i>		≤ 6
<i>PCDD/PCDF + PCB (DL)</i>		≤ 25 (ng WHO-TEQ/Kg s.s.)
<i>PCB</i>		≤ 0,8
<i>Toluene</i>		≤ 100
<i>Selenio</i>		≤ 10
<i>Berillio</i>		≤ 2
<i>Arsenico</i>		<20

(Tab.1.6)

(*) IPA elencati nella tabella 1 dell'allegato 5 al titolo V della parte quarta del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, ≤ 6 (mg/kg s.s.).

Per ciò che concerne i parametri PCDD/PCDF + PCB (DL) viene richiesto il controllo analitico almeno una volta all'anno. Ai fini della presente disposizione, per il parametro idrocarburi C₁₀-C₄₀, il limite di 1000 mg/kg tal quale si intende comunque rispettato se la ricerca dei marker di cancerogenicità fornisce valori inferiori a quelli definiti ai sensi della nota L, contenuta nell'allegato VI del regolamento (CE) n. 1272/2008 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 16 dicembre 2008, richiamata nella decisione 955/2014/UE della Commissione del 16 dicembre 2008, come specificato nel parere dell'Istituto superiore di sanità protocollo n. 36565 del 5 luglio 2006, e successive modificazioni e integrazioni.”

L'articolo appena citato ha generato un acceso dibattito tutt'oggi in corso che vede contrapposti i fautori dell'art. 41 i quali rivendicano un miglioramento in quanto adesso sono stati introdotti limiti per inquinanti pericolosi che prima non erano previsti dalla legge, contro gli oppositori, i quali rifacendosi alla sentenza della Cassazione, evidenziano invece che, al contrario, i limiti c'erano anche se dovevano essere desunti dal D.Lgs 152/06; ed ora, con l'art. 41 vengono notevolmente allargati, con conseguente peggioramento della tutela.

Il Ministro dell'ambiente Sergio Costa scriveva sul "blogdellestelle" il 24 ottobre del 2018 che paragonare il valore (1000 tal quale) fissato dall'art. 41 ai 50 mg/kg indicati per i terreni dalla Corte di cassazione «è come mischiare le pere con le mele. Stiamo parlando di due cose diverse! Da una parte c'è il fango, dall'altra il campo. E il fango non va sparso così com'è nel terreno quindi quel valore riscontrato nei rifiuti trasformato in fertilizzante non si ritroverà mai una volta sparso nei campi». Obiezione che, ovviamente, comprende tutti gli inquinanti normati con l'art. 41, anche se il riferimento specifico è al parametro degli idrocarburi.

Nello stesso senso, del resto, si era espressa l'ISPRA (Parere prot. 17929 del 25 maggio 2011), evidenziando che «i valori limite di concentrazione *per i diversi parametri elencati nella citata tabella 1* si riferiscono ai suoli e non ai rifiuti, quali i fanghi, o a materiali quali il compost che possono essere distribuiti sul suolo stesso nel rispetto della normativa di settore...».

Nello stesso quadro è ricorrente l'obiezione secondo cui, più in generale, nel settore ambientale, tanto a livello nazionale che europeo, trova applicazione il principio secondo il quale, ogni qualvolta sia prevista l'immissione di un flusso di natura antropica (es. emissioni in atmosfera o scarichi idrici) in una matrice ambientale, sono previsti limiti diversi e specifici in relazione a ciò che viene immesso e alla concentrazione ammissibile nella matrice (sempre minore).

Secondo molti pareri autorevoli, citiamo Gianfranco Amendola (già procuratore della Repubblica presso il Tribunale di Civitavecchia) e Giovanni Damiani (componente del Consiglio Direttivo Nazionale di Italia Nostra), le osservazioni precedenti sono certamente rilevanti ma non tengono conto che stiamo parlando di una pratica particolare (utilizzo di fanghi di depurazione in agricoltura) non di smaltimento, ma di recupero ambientale, la quale richiede il massimo della cautela visto che riguarda, in definitiva, l'alimentazione umana; e che non solo non deve provocare alcun pericolo per l'ambiente ma anzi deve apportare un concreto beneficio al suolo ove si applica. In altri termini, non si tratta di rifiuti di cui ci si vuole disfare, senza alcun recupero e senza alcuna correlazione con gli effetti sulla matrice in cui avviene l'immissione ma di una pratica che è consentita proprio se e in quanto apporta effetti benefici sulla matrice di immissione. Questa, del resto, è la *ratio* per cui il D.Lgs 152/06, nel recupero ambientale di suoli degradati, "mischia" eccezionalmente il suolo ed i rifiuti.

La migliore conferma, peraltro, viene dallo stesso parere suddetto, dove l'ISPRA, organo di consulenza del Ministero al massimo livello, ben prima dell'art. 41, evidenziava dal punto di vista sostanziale che, comunque, «l'utilizzo in agricoltura di un fango, nel rispetto delle condizioni e dei requisiti fissati dal D.Lgs n. 99/92, porterebbe ad un possibile inquinamento dei suoli. Infatti, i valori per le concentrazioni di metalli pesanti *nei fanghi destinati all'utilizzo in agricoltura risultano essere ben più elevati rispetto ai corrispondenti valori fissati dalla tabella 1 colonna A allegato 5 alla parte IV del D.Lgs 152/06*».

Approfondiamo ora ulteriori motivazioni che sono alla base della articolata discussione che stiamo trattando:

1. Si confermano le concentrazioni elevate per i metalli pesanti nei fanghi che possono mettere a rischio la salubrità dei suoli e quindi degli alimenti;

2. Si abbassa il limite per la presenza di salmonelle da 1000 MNP/g s.s. (MNP = Most Probable Number) a 100, valore ancora ritenuto troppo elevato in riferimento alle tonnellate di fanghi considerate. L'identificazione generica delle salmonelle, unica analisi fattibile essendo quella sierotipica improponibile (sia per il numero elevato di lotti da esaminare sia per la specificità analitica microbiologica costosa e con tempi lunghi), evidenzia indistintamente la presenza sia di ceppi innocui per l'uomo, perché non trasmissibili, sia la presenza di patogeni che possono compromettere la salute. Ricerche scientifiche, infatti, hanno rilevato come le salmonelle possano entrare e rimanere vitali nei tessuti vegetali e quindi contaminare alimenti fino ad arrivare agli animali e all'uomo. L'analisi generica, in definitiva, non può escludere rischi sanitari.

3. La categoria di idrocarburi C₁₀-C₄₀ raccoglie sostanze innocue, naturali e diverse sostanze o gruppi di esse, pericolose, nocive, cancerogene, stabili o comunque persistenti,

bioaccumulabili e interferenti endocrini in grado di provocare gravi danni alla salute anche sul lungo o lunghissimo periodo, come le diossine, benzofurani, IPA (idrocarburi policiclici aromatici), PCB (policlorobifenili), PFAS (sostanze perfluoro alchiliche), ammine aromatiche.

Il limite di questi idrocarburi posto a 1.000 mg/kg è stato fissato sul tal quale anziché come di consuetudine sulla sostanza secca. Ricordiamo che la Corte di Cassazione aveva imposto di non superare il limite di 50 mg/(kg s.s.) proprio per evitare un possibile inquinamento dei suoli provocato dai fanghi stessi. Pericolo assolutamente plausibile se si considera che un fango di depurazione contiene mediamente l'80% di acqua ed il restante 20% di sostanza secca. Il limite fissato dal "Decreto Genova" riferito al secco deve quindi essere moltiplicato per un fattore pari a 5. L'acqua, contenuta in un fango sparso su suolo agricolo, evapora o percola nel sottosuolo; di conseguenza il residuo che rimane in superficie sul terreno si concentra: i 1000 mg/(kg tal quale) iniziali possono diventare 5000 mg/(kg s.s.).

4. Vi è una pericolosa assenza di normativa riguardo la durata di questa pratica nel tempo e del monitoraggio dei suoli, del bioaccumulo rispetto alle culture, della biodisponibilità degli inquinanti. Trattamenti ripetuti non possono che provocare un accumulo nel suolo delle sostanze tossiche persistenti. Non esistono studi di impatto ambientale (V.I.A.) sull'intero ciclo produzione – utilizzo né studi di valutazione di incidenza sanitaria (V.I.S.) a breve e lungo termine. Non risulta possibile valutare un impatto sanitario legato alle catene e alle reti alimentari, al bioaccumulo e all'incremento nei vari passaggi trofici al cui vertice c'è l'uomo.

5. L'interpretazione dell'art. 41, per alcuni aspetti, risulta poco chiara e controversa. I principi ivi sanciti possono presentarsi di difficile applicazione.

"...il limite di 1000 mg/kg tal quale si intende comunque rispettato se la ricerca dei marker di cancerogenicità fornisce valori inferiori a quelli definiti ai sensi della nota L, contenuta nell'allegato VI del regolamento (CE) n. 1272/2008 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 16 dicembre 2008, richiamata nella decisione 955/2014/UE della Commissione del 16 dicembre 2008, come specificato nel parere dell'Istituto superiore di sanità protocollo n. 36565 del 5 luglio 2006, e successive modificazioni e integrazioni."

I punti controversi sono principalmente:

- 1) I controlli ed i criteri da adottare quando la concentrazione di idrocarburi C₁₀-C₄₀, quantificata secondo il metodo standardizzato CEN 14039, è superiore a 1.000 mg/kg di fango tal quale;
- 2) Quali PCB rientrano nella sommatoria che deve essere ≤ 0,8 mg/(kg s.s.).

Affrontando il **primo punto** si nota come l'art. 41 disponga che il valore della concentrazione dei marker sia inferiore a quanto definito nella nota L ma non disponga che la ricerca di tali marker avvenga tramite la procedura indicata dalla nota stessa.

Il parere dell'Istituto superiore di sanità protocollo n. 36565 del 5 luglio 2006 è stato successivamente aggiornato dal parere protocollo n. 32074 del 23 giugno 2009.

I *marker di cancerogenicità* indicati esplicitamente nel parere protocollo n. 36565 del 5 luglio 2006 sono i seguenti:

1. dibenzo(ah)antracene;
2. benzo[a]antracene;
3. benzo[def]crisene o benzo[a]pirene;
4. benzo[e]acefenantrilene o benzo[b]fluorantene;
5. benzo[e]pirene;
6. benzo[j]fluorantene;
7. benzo(k)fluorantene.

Il parere protocollo n. 32074 del 23 giugno 2009 aggiunge ai marker precedenti i seguenti:

8. crisene;
9. benzene;
10. 1,3-butadiene.

Il crisene è stato inserito perché al 29° posto ATP della direttiva 67/548/CEE (Direttiva 2004/73/CE recepita dal DM del Ministero della Salute 28/2/2006. Il benzene e l'1,3-butadiene inseriti con limite di concentrazione dello 0,1% per la loro caratteristica di pericolo "mutageno".

La norma porta ad una interpretazione letterale secondo cui il produttore/gestore/detentore dei fanghi deve provvedere alla quantizzazione dei singoli composti succitati.

La nota L dell'allegato VI del CLP è la seguente: "La classificazione come cancerogeno non è necessaria se si può dimostrare che la sostanza contiene meno del 3 % di estratto di DmsO secondo la misurazione IP 346 «Determinazione dei policiclici aromatici negli oli di base inutilizzati lubrificanti e nelle frazioni di petrolio senza asfaltene —estrazione di dimetile sulfossido», Institute of Petroleum, Londra. La presente nota si applica soltanto a talune sostanze composte derivate dal petrolio contenute nella parte 3." La procedura di estrazione con DmsO, eseguibile solo negli oli di base lubrificanti e nelle frazioni di petrolio senza asfaltene, non può essere applicata ai fanghi di depurazione ma un'interpretazione corretta della nota L, secondo esperti del settore, porterebbe a considerare i produttori/gestori/detentori dei fanghi responsabili della determinazione chimica che però dovrebbe estendersi a tutti i composti policiclici aromatici (e perciò non solo ai marker di cancerogenicità) per escludere che complessivamente non siano presenti in misura superiore al 3% della frazione idrocarburica e perciò a 30 mg/kg tal quale, corrispondente a 120-150 mg/(kg s.s.), considerando una concentrazione di solidi dei fanghi del 20-25%. Questa estensione a tutti i composti policiclici aromatici è giustificata dal fatto che se si considerano solo i dieci composti nella lista succitata il risultato ottenuto può entrare in conflitto con il limite posto dall'art. 41:

"sommatoria degli IPA elencati nella tabella 1 dell'allegato 5 al titolo V della parte quarta del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, ≤ 6 (mg/kg s.s.)."

La lista di questi IPA è la seguente:

1. Benzo(a)antracene;
2. Benzo(a)pirene;
3. Benzo(b)fluorantene;
4. Benzo(k)fluorantene;
5. Benzo(g,h,i)perilene;
6. Crisene;
7. Dibenzo(a,e)pirene;
8. Dibenzo(a,l)pirene;
9. Dibenzo(a,i)pirene;
10. Dibenzo(a,h)pirene;
11. Dibenzo(a,h)antracene;
12. Indeno(1,2,3-c,d)pirene;
13. Pirene.

Si rileva una contraddizione evidente:

- $\sum \text{marker di cancerogenicità} \leq 120-150 \text{ mg/(kg s.s.)}$
- $\sum \text{composti IPA} \leq 6 \text{ mg/(kg s.s.)}$

Essendo presenti nelle due liste ben sei composti comuni.

Affrontando il **secondo punto** è necessario in primis definire con esattezza la lista dei PCB costituenti la sommatoria la cui concentrazione ha come limite 0,8 mg/(kg s.s.).

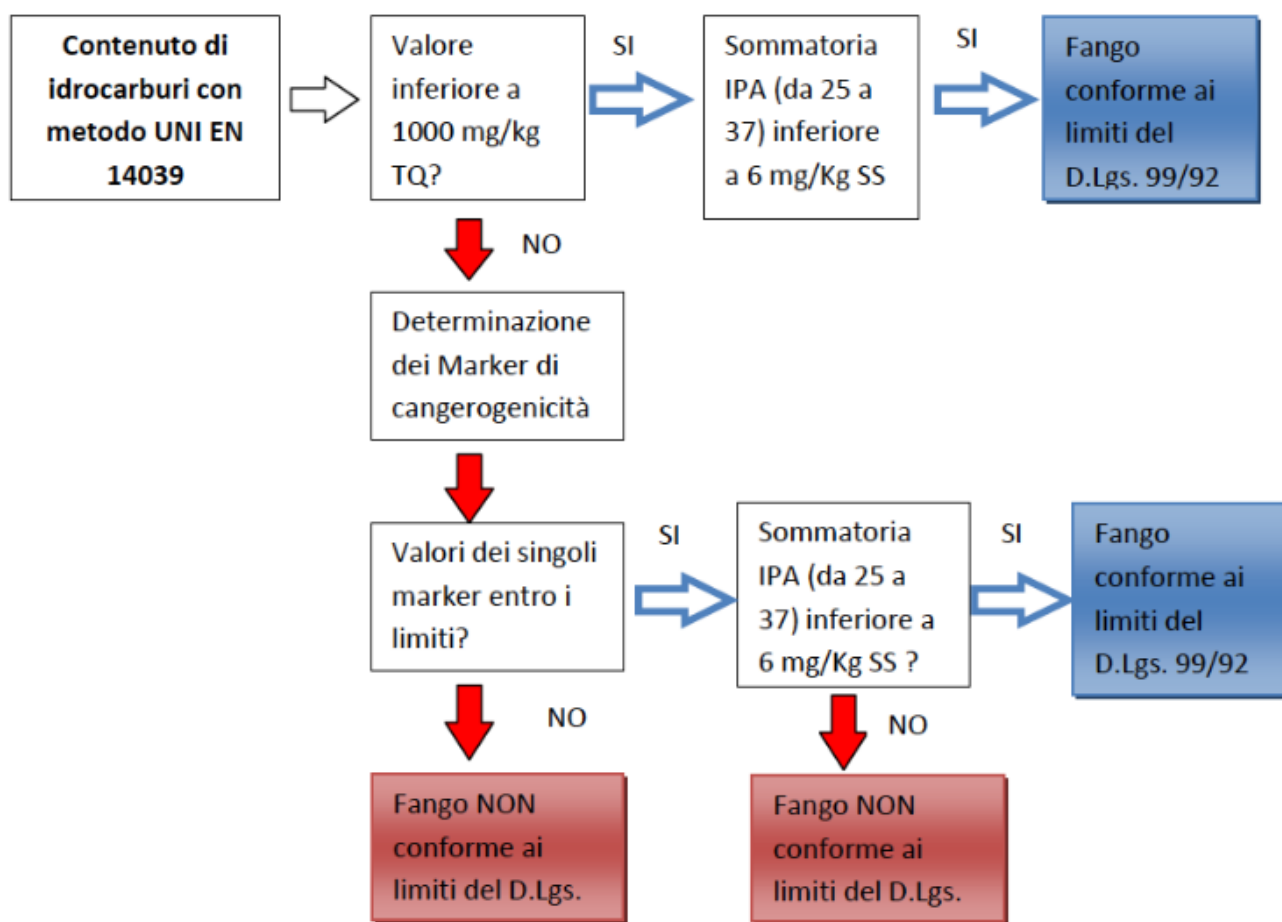
Secondo pareri autorevoli, questa lista dovrebbe comprendere i PCB con effetti sulla salute e sull'ambiente ed i PCB "dioxin like" (dl) che vengono tenuti in considerazione anche nella valutazione della concentrazione di PCDD/F + PCB dl, che hanno il limite di 25 ngWHO-TEQ/(kg s.s.).

La lista comprende 29 PCB di cui 12 dl:

1.PCB28;2.PCB52;3.PCB95;4.PCB99;5.PCB101;6.PCB110;7.PCB128;8.PCB138;9.PCB146;10.PCB149;11.PCB151;12.PCB153;13.PCB170;14.PCB177;15.PCB180;16.PCB183;17.PCB187;18.PCB77;19.PCB81;20.PCB105;21.PCB114;22.PCB118;23.PCB123;24.PCB126;25.PCB156;26.PCB157;27.PCB167;28.PCB169;29.PCB18.

La collaborazione tra le ARPA Veneto, Lombardia, Friuli, Piemonte ed Emilia Romagna ha prodotto un documento che affronta la problematica applicazione dell'art. 41 sulla base dei dati ricavati da controlli su diversi fanghi fornite dalle ARPA stesse.

La modalità di verifica degli idrocarburi è illustrato dal seguente diagramma di flusso:



L'elenco dei tredici IPA della tabella 1 dell'allegato 5 al titolo V della parte quarta del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, dal numero 25 al numero 37, corrisponde parzialmente all'elenco degli IPA presenti nel parere ISS n. 36565 del 5 luglio 2006 e successive modifiche e integrazioni.

Le ARPA, inoltre, propongono la determinazione delle concentrazioni di soli otto IPA cancerogeni presenti nei pareri ISS 36565/2006, 32074/2009 e 35653/2010:

1. Benzo(a)pirene;
2. Dibenzo(a,h)antracene;
3. Benzo(b)fluorantene;
4. Benzo(e)pirene;
5. Benzo(j)fluorantene;
6. Benzo(k)fluorantene;
7. Benzo(a)antracene;
8. Crisene;

con: $\sum (8 \text{ IPA}) \leq 6 \text{ mg}/(\text{kg s.s.})$.

Come risulta evidente, in questo gruppo di composti non sono presenti né il benzene, né 1,1,3-butadiene appartenenti alla lista dei dieci marker di cancerogenicità dei pareri ISS citati. Le ARPA giustificano tale discordanza essendo i due composti assenti già annessi nella valutazione della sommatoria dei tredici IPA, tabella 1 dell'allegato 5 al titolo V della parte quarta del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152.

Le ARPA considerano indispensabile indagare i valori dei fattori di tossicità equivalente (TEF) dei composti PCCD e PDCF definiti dal Regolamento EU n. 850/2004 e successive modifiche ed integrazioni relativo agli inquinanti organici persistenti.

Le ARPA indicano questo criterio come concreta procedura in grado di assicurare un immediato e veloce controllo dei fanghi destinati allo spandimento in agricoltura formulato sulla base della banca dati delle ARPA stesse e considerando l'effettiva origine dei fanghi ammissibili allo spandimento.

1.2 AMMENDANTI e CORRETTIVI

L'art. 1 del D.M. del 5 febbraio 1998 recita

“Le attività, i procedimenti e i metodi di recupero di ciascuna delle tipologie di rifiuti individuati dal presente decreto non devono costituire un pericolo per la salute dell'uomo e recare pregiudizio all'ambiente, e in particolare non devono:

- a) creare rischi per l'acqua, l'aria, il suolo e per la fauna e la flora,
- b) causare inconvenienti di rumori e odori,
- c) danneggiare il paesaggio e i siti di particolare interesse;”

L'allegato 16 dell'articolo succitato contiene il riferimento disciplinare per l'attività di recupero dei fanghi tramite compostaggio:

16. Rifiuti compostabili

16.1 Tipologia: rifiuti compostabili per la produzione di compost di qualità costituiti da:

m) fanghi di depurazione, fanghi di depurazione delle industrie alimentari ... [..190805..]

16.1.1. Provenienza: i rifiuti di cui al punto 16.1 devono derivare rispettivamente da:

m) impianti di depurazione, impianti di depurazione dell'industria alimentare

16.1.2. Caratteristiche del rifiuto:

m) i fanghi devono avere caratteristiche conformi a quelle previste all'allegato IB del decreto legislativo 27 gennaio 1992, n. 99;

possono essere utilizzati in misura non superiore al 35% sulla sostanza secca nella preparazione della miscela di partenza.

Tale percentuale può essere elevata al 50% per i fanghi derivanti da impianti di depurazione delle industrie alimentari

16.1.3. Attività di recupero:

compostaggio attraverso un processo di trasformazione biologica aerobica delle matrici che evolve attraverso uno stadio termofilo e porta alla stabilizzazione ed umificazione della sostanza organica [R 3]

durata del processo non inferiore a 90 giorni comprendenti fasi:

- a) bio-ossidazione accelerata (con ossigeno e rivoltamento e/o aerazione)
- b) maturazione in cumulo

La temperatura deve essere mantenuta per almeno tre giorni oltre i 55°C.

16.1.4. Caratteristiche delle materie prime e/o dei prodotti ottenuti:

Compost con le caratteristiche indicate negli allegati alla D.Lgs. 75/2010.

Il compost, quindi, è definito come un prodotto ottenuto mediante un processo di trasformazione biologica aerobica delle matrici utilizzate che porta, attraverso uno stadio termofilo, alla stabilizzazione ed umificazione della sostanza organica.

Va però tenuto presente che l'aggiunta dei fanghi ad altre frazioni organiche può apportare sostanze accumulabili e pericolose come i metalli pesanti.

Per questo motivo le norme tecniche emanate dal Ministero dell'Ambiente prevedono che l'utilizzo dei fanghi di depurazione nel processo di compostaggio sia soggetto a:

- *limitazioni qualitative* in base all'allegato 1B del D.Lgs. 99/92;
- *limitazioni quantitative*, infatti i fanghi non devono superare il 35% sulla sostanza secca nella preparazione della miscela di partenza;

Il compost prodotto deve infine possedere le caratteristiche indicate dalla disciplina sui fertilizzanti, D.Lgs. 75/2010 e successive modifiche ed integrazioni:

- nel D.M. 10 luglio 2013, allegato 2, troviamo la voce 13 "*ammendante compostato con fanghi*":

Prodotto ottenuto attraverso un processo controllato di trasformazione e stabilizzazione di reflui e fanghi nonché dalle matrici previste per l'ammendante compostato misto.

Caratteristiche:

Umidità: massimo 50%;

pH compreso tra 6 e 8,8;

C organico sul secco: minimo 20%;

C umico e fulvico sul secco: minimo 7%;

Azoto organico sul secco: almeno 80% dell'azoto totale;

C/N massimo 25.

Note:

Per "fanghi" di cui alla presente colonna e alla colonna n. 3 si intendono quelli di cui al Decreto legislativo 27 gennaio 1992, n. 99 e successive modifiche e integrazioni. I fanghi, tranne quelli agroindustriali, non possono superare il 35% (p/p sostanza secca) della miscela iniziale. I fanghi utilizzati per la produzione dell'Ammendante compostato con fanghi, nelle more della revisione del D.Lgs. 99/92, devono rispettare i seguenti limiti:

PCB < 0,8 mg/kg s.s.

È consentito dichiarare i titoli in altre forme di azoto, fosforo totale e potassio totale.

Il tenore dei materiali plastici vetro e metalli (frazione di diametro ≥ 2 mm) non può superare lo 0,5% s.s.

Inerti litoidi (frazione di diametro ≥ 5 mm) non può superare il 5% s.s

Sono inoltre fissati i seguenti parametri di natura biologica:

Salmonella: assenza in 25 g di campione t.q.; n(1)=5; c(2)=0; m(3)=0; M(4)=0;

Escherichia coli: in 1 g di campione t.q.; n(1)=5; c(2)=1; m(3)=1000 CFU/g; M(4)=5000 CFU/g;

Indice di germinazione (diluizione al 30%) deve essere $\geq 60\%$;

Tallio: meno di 2 mg/kg s.s. (solo per Ammendanti con alghe).

- nel D.M. 28 giugno 2016, allegato 3, troviamo la voce 23 "*gesso di defecazione da fanghi*":

Prodotto ottenuto da idrolisi (ed eventuale attacco enzimatico) di "fanghi" mediante calce e/o acido solforico e successiva precipitazione del solfato di calcio.

Caratteristiche:

CaO: 15% sul secco;

SO₃: 10% sul secco;

Deve essere dichiarato il titolo dell'Ntot.

Note:

Per “fanghi” si intendono quelli di cui al D.Lgs. 27 gennaio 1992, n. 99 e successive modifiche e integrazioni. È consentito dichiarare i titoli in carbonio organico e azoto totale. I fanghi, nelle more della revisione del D.Lgs. 99/92 devono rispettare i seguenti limiti: PCB < 0,8 mg/kg s.s.

Sono inoltre fissati i seguenti parametri di natura biologica:

Salmonella: assenza in 25 g di campione t.q.; n(1)=5; c(2)=0; m(3)=0; M(4)=0;

Escherichia coli: in 1 g di campione t.q.; n(1)=5; c(2)=1; m(3)=1000 CFU/g; M(4)=5000 CFU/g.

Possono inoltre essere richieste verifiche sul modo di preparazione mediante termoanalisi e/o risonanza magnetica nucleare.

Il D.Lgs. 75/2010, allegato 2, per gli **ammendanti** stabilisce i tenori massimi consentiti in metalli pesanti espressi in mg/kg e riferiti alla sostanza secca:

Metalli pesanti negli ammendanti
(mg/kg s.s.)

Cadmio	1.5
Rame	230
Nichel	100
Piombo	140
Zinco	500
Mercurio	1.5
Cromo tot	
Cromo VI	0.5

D.Lgs. 75/2010, allegato 2 (Tab.1.7)

La normativa sui fertilizzanti succitata prescrive che per i fanghi si devono intendere quelli del D.Lgs. 99/92, quindi nulla è cambiato dal D.M. Ambiente del 5 febbraio 1998, restano di conseguenza tutte le limitazioni e le difficoltà interpretative espresse precedentemente.

La definizione viene espressa dall'art. 2 del D.Lgs. 99/92:

“Ai sensi del presente decreto, si intendono per:

- a) *Fanghi*: i residui derivanti dai processi di depurazione:
 - i) delle acque reflue provenienti esclusivamente da insediamenti civili;
 - ii) delle acque reflue provenienti da insediamenti civili e produttivi: tali fanghi devono possedere caratteristiche sostanzialmente non diverse da punto a.1.;
 - iii) delle acque reflue provenienti esclusivamente da insediamenti produttivi; tali fanghi devono essere assimilabili per qualità a quelli di cui al punto a.1. Quadro di riferimento normativo D.Lgs. 99/1992
- b) *Fanghi trattati*: i fanghi sottoposti a trattamento biologico, chimico o termico, a deposito a lungo termine ovvero ad altro opportuno procedimento, in modo da ridurre in maniera rilevante il loro potere fermentescibile e gli inconvenienti sanitari della loro utilizzazione”

L'interpretazione della disciplina sui fertilizzanti porta a ritenere che non sia richiesto il trattamento previsto ai fini dell'uso diretto in agricoltura in virtù della definizione appena citata dove vi è un distinguo tra fanghi e fanghi trattati. Nel D.Lgs. 75/2010 e successive modifiche ed integrazioni, infatti, si fa riferimento ai fanghi, mai a fanghi trattati. D'altronde il trattamento è quello finale capace di trasformare un rifiuto in ammendante o correttivo del terreno.

1.3 INCENERIMENTO e COINCENERIMENTO

La disciplina su incenerimento e coincenerimento è dettata dal Titolo III-bis del T.U. Ambientale (artt. da 237-bis a 237-duevicies, introdotti dall'**art. 15 del D.Lgs. n.46 del 4 marzo 2014**). Nulla è stato sostanzialmente modificato rispetto al precedente assetto della normativa dettata dal D.Lgs. 133/2005 di recepimento della Direttiva 76/2000.

E' opportuno riportare le definizioni di incenerimento e coincenerimento.

Art. 237-ter, comma 1, lettera b), titolo III-bis, parte IV, D.Lgs 152/06:

'impianto di incenerimento': qualsiasi unità e attrezzatura tecnica, fissa o mobile, destinata al trattamento termico di rifiuti con o senza recupero del calore prodotto dalla combustione, attraverso l'incenerimento mediante ossidazione dei rifiuti, nonché altri processi di trattamento termico, quali ad esempio la pirolisi, la gassificazione ed il processo al plasma, a condizione che le sostanze risultanti dal trattamento siano successivamente incenerite.

Nella nozione di impianto di incenerimento si intendono compresi: il sito e tutte le linee di incenerimento, nonché i luoghi di ricezione dei rifiuti in ingresso allo stabilimento, i luoghi di stoccaggio, le installazioni di pretrattamento in loco, i sistemi di alimentazione in rifiuti, in combustibile ausiliario e in aria di combustione, le caldaie, le installazioni di trattamento o stoccaggio in loco dei residui e delle acque reflue, i camini, i dispositivi ed i sistemi di controllo delle operazioni di incenerimento, di registrazione e monitoraggio delle condizioni di incenerimento.

Se per il trattamento termico dei rifiuti sono utilizzati processi diversi dall'ossidazione, quali ad esempio la pirolisi, la gassificazione o il processo al plasma, l'impianto di incenerimento dei rifiuti include sia il processo di trattamento termico che il successivo processo di incenerimento;

Art. 237-ter, comma 1, lettera c), titolo III-bis, parte IV, D.Lgs 152/06:

'impianto di coincenerimento': qualsiasi unità tecnica, fissa o mobile, la cui funzione principale consiste nella produzione di energia o di materiali e che utilizza rifiuti come combustibile normale o accessorio o in cui i rifiuti sono sottoposti a trattamento termico ai fini dello smaltimento, mediante ossidazione dei rifiuti, nonché altri processi di trattamento termico, quali ad esempio la pirolisi, la gassificazione ed il processo al plasma, a condizione che le sostanze risultanti dal trattamento siano successivamente incenerite.

Nella nozione di impianto di coincenerimento si intendono compresi: il sito e l'intero impianto, compresi le linee di coincenerimento, la ricezione dei rifiuti in ingresso allo stabilimento e lo stoccaggio, le installazioni di pretrattamento in loco, i sistemi di alimentazione dei rifiuti, del combustibile ausiliario e dell'aria di combustione, i generatori di calore, le apparecchiature di trattamento, movimentazione e stoccaggio in loco delle acque reflue e dei rifiuti risultanti dal processo di coincenerimento, le apparecchiature di trattamento degli effluenti gassosi, i camini, i dispositivi ed i sistemi di controllo delle varie operazioni e di registrazione e monitoraggio delle condizioni di coincenerimento.

Se per il trattamento termico dei rifiuti sono utilizzati processi diversi dall'ossidazione, quali ad esempio la pirolisi, la gassificazione o il processo al plasma, l'impianto di coincenerimento dei rifiuti include sia il processo di trattamento termico che il successivo processo di coincenerimento.

Se il coincenerimento dei rifiuti avviene in modo che la funzione principale dell'impianto non consista nella produzione di energia o di materiali, bensì nel trattamento termico ai fini dello smaltimento dei rifiuti, l'impianto è considerato un impianto di incenerimento dei rifiuti ai sensi della lettera b);

Si considera coincenerimento solo il caso in cui avvenga l'"utilizzo" dei fanghi in impianti dedicati alla produzione di beni, ove i fanghi svolgano un ruolo utile nel processo o perché apportano calore ausiliario in sostituzione del combustibile convenzionale o perché apportano

materia inerte che è inglobata nel prodotto finale conferendogli specifiche peculiarità (centrali di produzione di energia elettrica, cementifici).

Tutti gli impianti di incenerimento e coincenerimento sono soggetti alle autorizzazioni previste dagli artt. 208 e 209 del D.Lgs. 152/06 e successive modifiche ed integrazioni. Tali impianti sono sottoposti ad autorizzazione integrata ambientale se la capacità di trattamento supera le 3 t/h.

La disciplina si presenta a volte comune ai due diversi tipi di impianto, a volte distinta.

Art. 237-octies, commi 2, 3, 6 e 9, solo per impianti di incenerimento:

-gli impianti devono essere gestiti in modo da ottenere una combustione il più possibile completa, adottando, se necessario, adeguate tecniche di pretrattamento dei rifiuti. In particolare, le scorie e le ceneri pesanti prodotte non possono presentare un tenore di incombusti totali, misurato come carbonio organico totale, di seguito denominato TOC, superiore al 3% in peso, o una perdita per ignizione superiore al 5% in peso sul secco;

-gli impianti devono essere progettati, costruiti, equipaggiati e gestiti in modo che i fumi prodotti, dopo l'ultima insufflazione di aria, permangano per almeno 2s a una temperatura di almeno 850°C, da misurare in prossimità della parete interna della camera di combustione.

-ciascuna linea deve essere dotata di almeno un bruciatore ausiliario da utilizzare, nelle fasi di avviamento e di arresto dell'impianto, per garantire l'innalzamento ed il mantenimento della temperatura minima durante tali operazioni. Il bruciatore deve intervenire automaticamente se la temperatura dei gas di combustione, dopo l'ultima immissione di aria, scende al di sotto della temperatura minima stabilita. Il bruciatore ausiliario non deve essere alimentato con combustibili che possano causare emissioni superiori a quelle derivanti dalla combustione di gasolio, gas liquefatto e gas naturale

Art. 237-octies, comma 4, solo per impianti di coincenerimento:

-gli impianti devono essere progettati, costruiti, equipaggiati e gestiti in modo che i fumi prodotti permangano per almeno 2s a una temperatura di almeno 850°C.

Art. 237-octies, comma 11, 12; art. 237-duodecies, art. 237-quattordecies, per entrambi i tipi di impianto:

-gli impianti devono essere dotati di sistemi automatici che impediscano l'alimentazione dei rifiuti all'avviamento, quando la temperatura scenda al di sotto della minima consentita, e quando sia riscontrato dalla strumentazione in continuo il mancato rispetto dei limiti alle emissioni;

-il calore generato deve essere recuperato per quanto tecnicamente possibile;

-gli effluenti gassosi devono essere emessi in modo controllato attraverso un camino di altezza adeguata e con velocità e contenuto entalpico tale da favorire una buona dispersione degli effluenti al fine di salvaguardare la salute umana e l'ambiente, con particolare riferimento alla normativa relativa alla qualità dell'aria.

-deve essere assicurato, inoltre, il monitoraggio in continuo dell'effluente gassoso per quanto riguarda CO, NOx, SO₂, polveri totali, TOC, HCl, HF e NH₃. Devono essere misurati e registrati in continuo anche tenore volumetrico di O₂, temperatura, pressione, tenore del vapore acqueo e portata volumetrica.

I valori limite alle emissioni per gli impianti di incenerimento sono contenuti nell'allegato I, paragrafo A, Titolo III-bis, parte IV, D.Lgs. 152/06.

Limiti alle emissioni per gli impianti di incenerimento espressi in mg/Nm³ ove non altrimenti specificato, valori riferiti all'11% in volume di O₂.

	<i>Parametro</i>	<i>Media giornaliera</i>	<i>Media su 30 minuti</i>	
			<i>Limite massimo A</i>	<i>97° percentile B</i>
1	Polvere totale	10	30	10
2	Sostanze organiche sotto forma di gas e vapori espresse come carbonio organico totale (TOC)	10	20	10
3	Acido cloridrico (HCl)	10	60	10
4	Acido fluoridrico (HF)	1	4	2
5	Biossido di zolfo (SO ₂)	50	200	50
6	Monossido di azoto (NO) e biossido di azoto (NO ₂) espressi come NO ₂ per gli impianti di incenerimento dei rifiuti esistenti dotati di una capacità nominale superiore a 6 t/h e per i nuovi impianti di incenerimento dei rifiuti.	200	400	200
7	Monossido di azoto (NO) e biossido di azoto (NO ₂) espressi come NO ₂ per gli impianti di incenerimento dei rifiuti esistenti con una capacità nominale pari o inferiore a 6 t/h	400	60	
8	Ammoniaca (NH ₃)	30	100	30
9	Monossido di carbonio (CO) ¹	50	100	150 (media su 10 minuti)
		<i>Valore medio campionamento di 0,5-8 h</i>		
10	Cd + Tl		0,05	
11	Hg		0,05	
12	Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V		0,5	
		<i>Valore medio campionamento di 6-8 h</i>		
13	PCDD + PCDF (TE) ²		0,1 ng/Nm ³	
14	IPA ³		0,01	
15	PCB (dl) ⁴		0,1 ng/Nm ³	

Allegato 1, paragrafo A, Titolo III-bis, parte IV, D.Lgs. 152/06.(Tab.1.8)

- L'autorità competente può concedere deroghe per gli impianti di incenerimento che utilizzano la tecnologia del letto fluido, purché l'autorizzazione preveda un valore limite di emissione per il monossido di carbonio (CO) non superiore a 100 mg/m³ come valore medio orario.*
- I valori limite di emissione si riferiscono alla concentrazione totale di diossine e furani, calcolata come concentrazione "tossica equivalente".*
- ∑ di Benz(a)antracene, dibenz(a,h)antracene, benzo(h)fluorantene, benzo(j)fluorantene, benzo(k)fluorante, benzo(a)pirene, dibenzo(a,e)pirene, dibenzo(a,h)pirene, dibenzo(a,i)pirene, dibenzo(a,l)pirene, indeno(1,2,3-cd)pirene.*
- ∑ di PCB77, PCB81, PCB105, PCB114, PCB118, PCB123, PCB126, PCB156, PCB157, PCB167, PCB169, PCB189*

Per gli impianti di coincenerimento il limite alle emissioni è valutato con la seguente relazione di miscelazione, che deve essere applicata per tutti i macroinquinanti (parametri 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7) ma non per i microinquinanti (parametri 8, 9, 10, 11 e 12):

$$C = \frac{V_{rifiuti} \times C_{rifiuti} + V_{processo} \times C_{processo}}{V_{rifiuti} + V_{processo}}$$

Dove C è la concentrazione limite da considerare, $V_{rifiuti}$ e $V_{processo}$ sono rispettivamente la portata volumetrica prodotta nella combustione dei rifiuti e dei combustibili tradizionali utilizzati nel processo, e $C_{rifiuti}$ e $C_{processo}$ sono rispettivamente le concentrazioni limite previste ai fini della tutela ambientale nell'incenerimento dei rifiuti e nella combustione.

Il calcolo di $V_{rifiuti}$ deve essere fatto considerando la tipologia di rifiuti con il potere calorifico più basso fra quelli riportati nell'autorizzazione al coincenerimento. Qualora il potere calorifico liberato nell'incenerimento di rifiuti pericolosi sia inferiore al 10% del calore totale liberato nell'impianto, $V_{rifiuti}$ deve essere calcolato considerando un'alimentazione fittizia di rifiuti pericolosi che liberi almeno il 10% del calore totale previsto. In pratica, il limite alle emissioni per gli impianti di coincenerimento è calcolato considerando che alla quota parte d'effluente gassoso prodotto nell'incenerimento dei rifiuti devono essere applicati i limiti di Tabella 1.8. La relazione succitata di miscelazione non si deve però applicare, quando l'apporto di calore derivante dall'incenerimento di rifiuti pericolosi è superiore al 40% del calore totale sviluppato nella combustione. In questi casi valgono i limiti di Tabella 1.8.

L'allegato 1 al Titolo III-bis della parte IV del D.Lgs. 152/06 riporta anche i valori di $C_{processo}$ per alcune tipologie di stabilimenti industriali, in particolare per forni per cemento che coinceneriscono rifiuti e per impianti di combustione che coinceneriscono rifiuti. Per i metalli e i microinquinanti organici le $C_{processo}$ coincidono con le $C_{rifiuti}$. Per gli altri impianti di coincenerimento di rifiuti non menzionati, i valori di $C_{processo}$ coincidono con quelli di $C_{rifiuti}$ per microinquinanti organici e per metalli, ad eccezione della sommatoria Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V.

I limiti negli scarichi delle acque reflue derivanti dalla depurazione degli effluenti gassosi prodotti nell'incenerimento e nel coincenerimento dei rifiuti vengono esposti nell'allegato 1, punto D, Titolo III-bis, parte IV del D.Lgs. 152/06, riportati nella Tab.1.9. E' opportuno fare confronti con la Tab.3 Allegato 5 alla parte III (scarico in acque superficiali), tra varie discrepanze il piombo presenta il medesimo limite.

Limiti negli scarichi delle acque reflue derivanti dalla depurazione degli effluenti gassosi.

<i>Parametro</i>	<i>95° percentile</i>	<i>Valore max</i>
Solidi sospesi totali	30 mg/L	45 mg/L
Mercurio e suoi composti, espressi come mercurio (Hg)		0,03 mg/L
Cadmio e suoi composti, espressi come cadmio (Cd)		0,05 mg/L
Tallio e suoi composti, espressi come Tallio (Tl)		0,05 mg/L
Arsenico e suoi composti, espressi come arsenico (As)		0,15 mg/L
Piombo e suoi composti, espressi come piombo (Pb)		0,2 mg/L
Cromo e suoi composti, espressi come cromo (Cr)		0,5 mg/L
Rame e suoi composti, espressi come rame (Cu)		0,5 mg/L
Nichel e suoi composti, espressi come nichel (Ni)		0,5 mg/L
Zinco e suoi composti, espressi come zinco (Zn)		1,5 mg/L
Diossine e furani (PCDD + PCDF) come TE		0,3ng/L
Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)		0,0002 mg/L
Policlorobifenili (PCB-dl) come TE		0,3ng/L

Allegato 1, punto D, Titolo III-bis, parte IV del D.Lgs. 152/06.(Tab.1.9)

1.4 La DISCARICA

La normativa europea relativa allo smaltimento in discarica dei rifiuti è argomento della Direttiva 1999/31, recepita dal D.Lgs. n.36 del 13 gennaio 2003. Il fine di tale disciplina è la salvaguardia delle acque superficiali e sotterranee, del suolo e dell'atmosfera ed il prevenire i rischi per la salute umana e per l'ambiente che possono essere causati dalle operazioni di smaltimento in discarica dei rifiuti.

Il D.Lgs. 36/2003 riguarda tutte le tipologie di discarica che viene così definita:

“area adibita a smaltimento dei rifiuti mediante operazioni di deposito sul suolo o nel suolo, compresa la zona interna al luogo di produzione dei rifiuti adibita allo smaltimento dei medesimi da parte del produttore degli stessi, nonché qualsiasi area ove i rifiuti sono sottoposti a deposito temporaneo per più di un anno. Sono esclusi da tale definizione gli impianti in cui i rifiuti sono scaricati al fine di essere preparati per il successivo trasporto in un impianto di recupero, trattamento o smaltimento, e lo stoccaggio di rifiuti in attesa di recupero o trattamento per un periodo inferiore a tre anni come norma generale, o lo stoccaggio di rifiuti in attesa di smaltimento per un periodo inferiore a un anno.”

Sono definite tre categorie di discarica:

- a) discarica per rifiuti inerti;
- b) discarica per rifiuti non pericolosi dove possono essere collocati i rifiuti urbani, i rifiuti non pericolosi che soddisfano i requisiti di ammissibilità ed i rifiuti pericolosi stabili e non reattivi che soddisfano specifici criteri di ammissibilità;
- c) discarica per rifiuti pericolosi, dove possono essere collocati i rifiuti pericolosi che soddisfano specifici requisiti di ammissibilità.

Il D.Lgs. 36/2003 stabilisce che i rifiuti, prima di essere collocati in discarica, devono essere trattati per ridurre le caratteristiche di pericolosità inerenti la produzione e/o cessione di inquinanti nelle matrici ambientali come disposto dall'art. 7.

Tale trattamento non si applica:

- a) ai rifiuti inerti il cui trattamento non sia tecnicamente fattibile;
- b) ai rifiuti il cui trattamento non contribuisce al raggiungimento delle finalità, riducendo la quantità dei rifiuti o i rischi per la salute umana e l'ambiente, e non risulta indispensabile ai fini del rispetto dei limiti fissati dalla normativa vigente.

Il D.M. 27 settembre 2010, che ha abrogato il precedente D.M. 3 agosto 2005, definisce i rifiuti conferibili in impianti di discarica per rifiuti non pericolosi all'art. 6, comma 1:

“b) i rifiuti non pericolosi individuati in una lista positiva definita con decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, di concerto con i Ministri delle attività produttive e della salute, sentito il parere della Conferenza Stato-Regioni.”

In questa lista viene citato il rifiuto non pericoloso con codice 190805.

Il succitato Decreto dispone all'art. 6, comma 3:

“Fatto salvo quanto previsto all'art. 10 del presente decreto, nelle discariche per rifiuti non pericolosi sono smaltiti rifiuti non pericolosi che hanno una *concentrazione di sostanza secca non inferiore al 25%* e che, sottoposti a test di cessione di cui all'allegato 3, presentano un eluato conforme alle concentrazioni fissate in tabella 5.”

	<i>D.M. 3 agosto 2005</i>	<i>D.M. 27 settembre 2010</i>
<i>Tab.5: Limiti di concentrazione nell'eluato per l'ammissibilità in discarica di rifiuti non pericolosi. (mg/L)</i>		
Cadmio (Cd)	0,02	0,1
Rame (Cu)	5	
Nichel (Ni)	1	
Piombo (Pb)	1	
Zinco (Zn)	5	
Mercurio (Hg)	0,005	0,02
Cromo totale (Cr)	1	
Arsenico (As)	0,2	
Selenio (Se)	0,05	
Bario (Ba)	10	
Molibdeno (Mo)	1	
Antimonio (Sb)	0,07	
Cloruri	1.500	2.500
Fluoruri	15	
Cianuri	0,5	
Solventi organici aromatici	0,4	
Solventi organici azotati	0,2	
Solventi organici clorurati	2	
Pesticidi totali non fosforati	0,1	
Solfati	2.000	5.000
DOC(*) (**)	80	100
TDS(***)	6.000	10.000

(Tab.1.10)

() Il limite di concentrazione per il parametro DOC non si applica ad alcune tipologie di rifiuti tra cui i rifiuti con codice 190805;*

*(***) E' possibile servirsi dei valori per il TDS (solidi disciolti totali) in alternativa ai valori per il solfato e per il cloruro. Il limite di concentrazione per il parametro TDS non si applica alle tipologie di rifiuti riportate nella precedente nota (*).*

Nella Tab.1.10 vengono riportati i valori di entrambi i decreti per sottolineare quali siano stati variati dal D.M. 27 settembre 2010, i restanti rimangono invariati.

Il succitato Decreto dispone ancora all'art. 6, comma 6:

“Fatto salvo quanto previsto dall'art. 10 del presente decreto, in discarica per rifiuti non pericolosi, è vietato il conferimento di rifiuti che:

- a. contengono PCB come definiti dal decreto legislativo 22 maggio 1999, n. 209, in concentrazione superiore a 10 mg/kg;
- b. contengono diossine o furani calcolati secondo i fattori di equivalenza di cui alla tabella 4 in concentrazioni superiori a 0.002 mg/kg.
- c. contengono inquinanti organici persistenti di cui al regolamento (CE) n.850/2004 e successive modificazioni, non individuati nelle precedenti lettere a) e b), in concentrazioni superiori ai limiti di cui all'allegato IV del medesimo regolamento.”

In generale, come tutti gli altri rifiuti non pericolosi, i fanghi possono essere smaltiti in discarica solo se presentano una concentrazione di sostanza secca non inferiore a 25% e una sommatoria delle concentrazioni dei composti cancerogeni di categoria 1 e 2 (esclusi PCB e diossine) non superiore a 100 mg/kg.

Alcune considerazioni.

L'art. 205, comma 1 del D.Lgs. 152/06 disponeva una raccolta differenziata pari a:

- a) 35% al 31 dicembre 2006
- b) 45% al 31 dicembre 2008
- c) 65% al 31 dicembre 2012.

La politica europea di revisione della normativa ambientale sancisce una riduzione progressiva delle quantità di rifiuti urbani da conferire in discarica che entro il 2030 non dovrà superare il 10%. In generale impone la minimizzazione al ricorso di tale metodologia, da utilizzare solo nella corretta applicazione delle operazioni di smaltimento.

Appare evidente come questa soluzione sia una possibilità da perseguire solo nel medio e breve periodo.

1.5 GESTIONE FANGHI in PROCEDURA SEMPLIFICATA

La procedura semplificata prevista per la gestione dei fanghi contenuta nell'ex D.M. del 5 febbraio 1998 è riservata a:

1. digestione anaerobica (punto 15, allegato 1),
2. compostaggio (punto 16, allegato 1),
3. recupero di fanghi essiccati (punto 10, allegato 2).

Il trattamento dei fanghi all'interno dell'impianto di depurazione non rientra nell'ambito dell'applicazione della disciplina sui rifiuti, risulta quindi inutile accedere alle procedure semplificate da parte dei gestori del servizio idrico integrato, non essendoci la necessità di ottenere un'autorizzazione alla gestione dei fanghi.

Per quanto riguarda il *primo punto*, alla luce delle considerazioni dell'ISPRA sullo smaltimento in discarica senza un preventivo trattamento alcuni gestori potrebbero essere incentivati a fare istanza di recupero in procedura semplificata per la produzione di biogas, qualificandosi come gestori di rifiuti.

I quantitativi massimi ammissibili sono pari a 10.000 t/anno con eventuale messa in riserva di fanghi fino a quantitativi massimi di 1.640 t/anno a monte dell'operazione di produzione di biogas.

Il biogas deve essere trattato per l'abbattimento di particolato, acido cloridrico, acido solfidrico, ammoniaca.

Il biogas prodotto deve avere:

- concentrazione di metano (CH_4) $\geq 30\%$ in volume;
- concentrazione di acido solfidrico (H_2S) \leq all'1,5% in volume;
- PCI ≥ 12.500 kJ/Nm³.

Considerando il *secondo punto*, ai fini del compostaggio i fanghi devono avere caratteristiche conformi a quelle riportate nel D.Lgs. 99/92 (mancherebbe la prescrizione sull'origine), deve essere garantita una durata del processo di 90 giorni mantenendo la temperatura di 55°C per almeno tre giorni, il compost prodotto deve avere le caratteristiche previste dalla disciplina sui fertilizzanti, già trattata. Il limite di trattamento per la procedura semplificata è di 22.300 t/anno.

Il *terzo punto* prevede il recupero energetico di fanghi essiccati che devono possedere le caratteristiche riportate nell'allegato 2, suballegato 1, punto 10 del D.M. 5/2/1998. Tale recupero energetico potrebbe avvenire tramite combustione in impianti dedicati di potenza termica nominale pari almeno a 6 MW. Devono essere chiaramente rispettati i limiti alle emissioni, in particolare per lo Zinco di 5 mg/Nm³ e gli ossidi di azoto di 200 mg/Nm³.

Le caratteristiche che i fanghi devono possedere per accedere alla procedura semplificata pur essendo restrittivi, per quanto riguarda i metalli pesanti sono ancora compatibili con circa il 50% dei fanghi prodotti in Italia. Il limite che appare difficile da rispettare è quello del cloro organico pari a 1 mg/(kg s.s.), poiché il contenuto di tale elemento risulta essere in media di alcune decine di mg/(kg s.s.).

Caratteristiche dei fanghi essiccati ammessi al recupero energetico in procedura semplificata.

Cadmio + Mercurio	≤ 7	mg/(kg s.s.)
Rame	≤ 300	mg/(kg s.s.)
Nichel	≤ 40	mg/(kg s.s.)
Piombo	≤ 200	mg/(kg s.s.)
Cromo	≤ 1000	mg/(kg s.s.)
Arsenico	≤ 9	mg/(kg s.s.)
Manganese	≤ 400	mg/(kg s.s.)
Zolfo	≤ 0.6%	
Cloro	≤ 1	mg/(kg s.s.)
PCI min	≥ 8500	kJ/kg
Umidità	≤ 20%	

Allegato 2, suballegato 1, D.M. 5 febbraio 1998. (Tab.1.11)

1.6 SOTTOPRODOTTI ed "END OF WASTE"

L'eventuale qualificazione di un fango come sottoprodotto deve necessariamente superare i criteri sanciti dall'art. 184 bis del T.U.A.:

- a) la sostanza o l'oggetto è originato da un processo di produzione, di cui costituisce parte integrante, e il cui scopo primario non è la produzione di tale sostanza od oggetto;
- b) è certo che la sostanza o l'oggetto sarà utilizzato, nel corso dello stesso o di un successivo processo di produzione o di utilizzazione, da parte del produttore o di terzi;
- c) la sostanza o l'oggetto può essere utilizzato direttamente senza alcun ulteriore trattamento diverso dalla normale pratica industriale;
- d) l'ulteriore utilizzo è legale, ossia la sostanza o l'oggetto soddisfa, per l'utilizzo specifico, tutti i requisiti pertinenti riguardanti i prodotti e la protezione della salute e dell'ambiente e non porterà a impatti complessivi negativi sull'ambiente o la salute umana.

Sembra molto difficile che il fango in uscita dall'impianto di depurazione possa essere qualificato come sottoprodotto, a meno che i trattamenti, non inquadrabili nella disciplina sui rifiuti e connessi al ciclo di produzione del rifiuto/sottoprodotto, siano tali per cui i fanghi prodotti possiedano i requisiti di sostanze/oggetti comunemente utilizzati, come espresso nel punto d). A tale proposito, si può fare riferimento alle caratteristiche degli ammendanti compostati (precedentemente trattati) e a quelle dei combustibili/biomasse di cui allegato X, sezioni 1 e 4, parte V del T.U.A. Ove tali caratteristiche fossero rispettate il fango potrebbe essere qualificato come

sottoprodotto, da utilizzare fuori dalla disciplina sui rifiuti nel medesimo impianto di depurazione o in altro sito.

La sentenza del Consiglio di Stato 1229/18 ha conferito esclusivamente allo Stato il potere di definire le condizioni perché un processo di recupero di rifiuti possa dare origine ad un prodotto qualificabile come “end of waste”.

1.7 *NORMATIVA REGIONALE*

La Deliberazione del Consiglio regionale del 19 aprile 2016, n. 140–14161 - **Piano regionale di gestione dei rifiuti urbani e dei fanghi di depurazione** - è la disciplina di riferimento per la regione Piemonte.

In questo documento viene sottolineato come: “la produzione di fanghi derivanti dal trattamento delle acque reflue urbane è andata crescendo in questi ultimi anni grazie soprattutto ad un prezioso e capillare lavoro di miglioramento delle reti fognarie ed alla capacità depurativa dei singoli impianti.”

Il fondamento normativo della D.C.R. n. 140–14161 è il seguente:

- Ai sensi dell’art. 184, comma 3, lett. g) del D.Lgs. 152/06, i fanghi prodotti dalla depurazione delle acque reflue sono classificati come rifiuti speciali (CER 19.08.05);
- Ai sensi dell’art. 8, comma 1 della L.R. n. 24/2002, la gestione dei fanghi prodotti dal trattamento delle acque reflue urbane (CER 19.08.05) è ricompresa nel sistema integrato di gestione dei rifiuti urbani;
- Ai sensi dell’art. 5 del D.Lgs. 36/2003 (che recepisce la Direttiva 1999/31/CE), i rifiuti biodegradabili da collocare in discarica devono subire nei prossimi anni una significativa riduzione quantitativa ed essere trattati prima dello smaltimento in discarica, fanghi compresi.

La riduzione dei rifiuti biodegradabili collocati in discarica, sia a livello comunitario sia a livello nazionale, è stata stabilita quantitativamente solo per i Rifiuti Urbani Biodegradabili (RUB) ai sensi dell’art. 5 del D.Lgs. 36/2003, mentre per i Rifiuti Biodegradabili Speciali, categoria di cui fanno parte i fanghi di depurazione prodotti dal trattamento delle acque reflue urbane, sono presenti generiche indicazioni di riduzione.

In ogni caso il D.Lgs. 36/2003, pur non stabilendo obiettivi puntuali riguardo ai fanghi, evidenzia la volontà del legislatore di ridurre la collocazione in discarica, stimolando collocazioni alternative.

Esiste, inoltre, un’oggettiva difficoltà nella realizzazione di nuove discariche sul territorio regionale che spinge i gestori degli impianti di depurazione a cercare strade alternative di smaltimento/recupero.

- Ai sensi della Delibera della Giunta Regionale del 29 aprile 1996, n. 63–8317 vengono definite disposizioni tecniche e procedure amministrative per la produzione del **compost**, integrate e modificate ai sensi del D.Lgs. 75/2010 e s.m.i., citato in questo capitolo al paragrafo 1.2.

L’allegato A del D.G.R. n. 63-8317 contiene disposizioni che disciplinano la raccolta, il conferimento, lo stoccaggio e trattamento delle frazioni organiche, promuovendo la produzione ed il riutilizzo agricolo di compost di qualità.

Nel punto 1, lett f) del suddetto allegato troviamo i fanghi di depurazione delle acque reflue urbane come materiale rientrante nella definizione di frazioni organiche o materiali organici.

Nel punto 4 si definiscono i criteri tecnici per la realizzazione e la gestione di impianti di compostaggio di materiali organici e per la produzione di compost. Vengono innanzitutto

individuati i limiti di accettabilità richiesti per i materiali organici in ingresso all'impianto di compostaggio.

**Limiti di accettabilità dei materiali organici
all'impianto di compostaggio
(mg/kg s.s.)**

<i>Cadmio</i>	20
<i>Rame</i>	1000
<i>Nichel</i>	250
<i>Piombo</i>	600
<i>Zinco</i>	3000
<i>Mercurio</i>	5
<i>Cromo</i>	1000
<i>Arsenico</i>	10
<i>Selenio</i>	5

Tabella 1, allegato A, D.G.R. n. 63-8317.(Tab.1.12)

Al fine del trattamento di compostaggio, i materiali devono contenere almeno il 40% di sostanza organica espresso sulla sostanza secca.

I fanghi derivanti dal trattamento delle acque reflue urbane sono ammessi al processo di compostaggio solo in miscela con frazioni a matrice organica contaminate in modo molto limitato da materiali estranei (ad esempio frazione organica da raccolta differenziata di RSU).

La *miscelazione* deve essere effettuata determinando i rapporti volumetrici tra i vari materiali in base:

1. al rapporto C/N (nella miscela deve essere compreso tra 25 e 35);
2. alla densità apparente (nella miscela deve essere tale da permettere un rapido avvio della fase termofila);
3. la miscela deve essere il più possibile omogenea al fine di assicurare un intimo contatto tra i vari componenti dei materiali.

Nella determinazione dei rapporti volumetrici fra i fanghi biologici e i materiali ligno-cellulosici (qualora vengano utilizzati solo questi 2 tipi di materiali organici) si deve prevedere che i fanghi di depurazione non superino il 30% del volume totale della miscela.

La percentuale del compost maturo di ricircolo deve essere commisurata alla necessità di inoculo microbico della miscela e non deve superare il 10% in peso della miscela stessa; ciò al fine di garantire la migliore qualità del compost in relazione al contenuto di sostanza organica e una mineralizzazione non troppo elevata.

Nelle fasi di trasformazione biologica delle miscele deve essere assicurato l'ottenimento della stabilizzazione della sostanza organica in modo da ottenere un compost a lenta mineralizzazione; inoltre deve essere garantita l'igienizzazione dei materiali organici attraverso il raggiungimento e il mantenimento, in fase termofila, della temperatura di 55 C° almeno per 5 gg.

La trasformazione biologica deve consistere:

1. in una prima fase condotta in condizione termofila, effettuata in cumulo, per un periodo non inferiore ai 20 giorni, ottenuta mediante rivoltamento dei materiali e arieggiamento forzato, preferibilmente mediante sistemi di aspirazione-insufflazione.
2. alla prima fase deve seguire una fase di maturazione e stabilizzazione da effettuare in cumulo per un periodo non inferiore ai 60 giorni; anche in tale fase devono essere garantiti periodici rivoltamenti al fine di consentire la produzione all'interno della massa di sostanza umificata e di impedire l'instaurarsi di fenomeni di anaerobiosi.

Durante la trasformazione biologica è auspicabile che il contenuto di umidità del materiale risulti compreso tra il 35% e il 65% (espresso su tal quale).

La raffinazione del compost deve essere condotta in modo da mantenere una buona strutturazione della sostanza organica. Qualora l'umidità del compost fosse troppo elevata è consigliabile un essiccamento parziale con deodorizzazione delle arie.

Il compost prodotto deve rientrare nei limiti di qualità di cui alla Tab.2, allegato A, D.G.R. n. 63-8317.

Limiti di qualità del compost

Parametro	Limite	Unità di misura
Valori consigliati		
<i>Salinità</i>	≤50	meq/100g sost.secca
<i>Cloruri</i>	≤2.000	mg/kg sost.secca
<i>Solfati</i>	≤5.000	mg/kg sost.secca
<i>Azoto totale minimo</i>	1,7	% sost.secca
<i>Azoto totale massimo</i>	3,0	% sost.secca
<i>Azoto ammoniacale</i>	≤0,06	% sost.secca
<i>Azoto nitrico</i>	≥0,04	% sost.secca
<i>Ac. Umici/ac. Fulvici</i>	≥1,5	
<i>Fosforo (P₂O₅)</i>	≥1	% sost.secca
<i>Potassio (K₂O)</i>	≥0,07	% sost.secca
Valori limite		
<i>Umidità</i>	≤40	% su tal quale
<i>pH</i>	5,5÷8,0	
<i>Sost. Organica</i>	≥40	% sost.secca
<i>Carbonio organico</i>	≥20	% sost.secca
<i>C/N</i>	≤20	
<i>Sost. Organica umificata</i>	≥20	% sost. organica
<i>Arsenico</i>	≤2,5	mg/kg sost.secca
<i>Cadmio</i>	≤5,0	mg/kg sost.secca
<i>Cromo III</i>	≤500	mg/kg sost.secca
<i>Rame</i>	≤500	mg/kg sost.secca
<i>Mercurio</i>	≤2,5	mg/kg sost.secca
<i>Nichel</i>	≤150	mg/kg sost.secca
<i>Piombo</i>	≤350	mg/kg sost.secca
<i>Selenio</i>	≤2,5	mg/kg sost.secca
<i>Zinco</i>	≤1.500	mg/kg sost.secca
<i>Boro</i>	≤40	mg/kg sost.secca
<i>Indice germinazione</i>	≥70	% rispetto testimone
<i>Indice accrescimento</i>	≥100	% rispetto testimone
<i>IMA (indice mineralizzazione azoto)</i>	≤3,5	% sost.secca
<i>Indice respirazione</i>	≤150	Mg O ₂ /kg VS/h
<i>Salmonelle</i>	Assenti	MPN/g sost. secca
<i>Semi infestanti</i>	Assenti o inattivati	
<i>Vetro</i>	≤1	% sost.secca
<i>Plastica</i>	≤0,5	% sost.secca

Tabella 2, allegato A, D.G.R. n. 63-8317.(Tab. 1.13)

Un compost che presenti le caratteristiche di tab.1.13 può essere applicato direttamente sul terreno, senza effettuare preliminari controlli analitici relativi al contenuto di metalli pesanti nei suoli; quindi tale delibera, già prima dell'emanazione di norme nazionali, proponeva dei valori di riferimento per i principali parametri chimici e biologici, operando secondo la logica della "doppia qualità" del compost.

Considerando le integrazioni apportate dal D.Lgs. 75/2010 e s.m.i. si ha:

1. limiti di accettabilità dei materiali organici all'impianto di compostaggio imposti dall' allegato 1B del D.Lgs 99/92:

<i>Valori Massimi di Concentrazione di metalli pesanti nei fanghi destinati all'utilizzazione in agricoltura</i>	<i>Caratteristiche agronomiche e microbiologiche nei fanghi destinabili all'utilizzazione in agricoltura</i>
<i>Valore limite (mg/kg s.s.)</i>	<i>Valore limite</i>
<i>Cadmio</i>	<i>C organico min. (% s.s.)</i> 20
<i>Mercurio</i>	<i>P totale min. (% s.s.)</i> 0.4
<i>Nichel</i>	<i>N totale min. (% s.s.)</i> 1.5
<i>Piombo</i>	<i>Salmonelle max. (MPN/g s.s.)</i> 10 ³
<i>Rame</i>	1000
<i>Zinco</i>	2500

D. L.gs. n. 99/1992, Allegato 1B (Tab.1.3)

Il D.M. del 10 luglio 2013 aggiunge come parametro:

$$PCB < 0,8 \text{ mg/kg s.s.}$$

La discrepanza tra la normativa regionale e quella nazionale risiede nel limite riferito allo Zinco.

2. Limiti di qualità del compost definiti dal D.M. del 10 luglio 2013 dove la voce 13 dell'allegato 2 definisce "ammendante compostato con fanghi" descrivendone le caratteristiche (si faccia riferimento al paragrafo 1.2 di questo capitolo) che sono state riportate in Tab.1.14.

Riportiamo alcune definizioni contenute nell'art. 2, comma 1 del D.Lgs 75/2010:

lett. z) «ammendanti»: i materiali da aggiungere al suolo in situ, principalmente per conservarne o migliorarne le caratteristiche fisiche o chimiche o l'attività biologica, disgiuntamente o unitamente tra loro, i cui tipi e caratteristiche sono riportati nell'allegato 2;

lett. e) «azoto organico»: l'azoto contenuto in composti chimici organici di origine vegetale oppure animale o derivante direttamente da detti prodotti;

<i>Umidità</i>	≤ 50	%
<i>pH</i>	6 ÷ 8,8	
<i>C organico</i>	≥ 20	% s.s.
<i>C umico e fulvico</i>	≥ 7	% s.s.
<i>Azoto organico</i>	≥ 80	% dell'azoto totale
<i>C/N</i>	≤ 25	
<i>Tenore dei materiali plastici, vetro, metalli (frazione di diametro ≥ 2 mm)</i>	0,5	% s.s.
<i>Inerti litoidi (frazione di diametro ≥ 5 mm)</i>	5	% s.s.
<i>Salmonella</i>	Assenza	in 25g di campione tal quale
<i>Escherichia coli</i>	Assenza	in 1g di campione tal quale
<i>Indice di germinazione (diluizione al 30%)</i>	≥ 60	%
<i>Tallio</i>	< 2	mg/kg s.s.

Allegato 2, D.M. del 10 luglio 2013.(Tab.1.14)

Il D.Lgs. 75/2010 prescrive una limitazione quantitativa secondo la quale, pur seguendo le condizioni contenute nel D.G.R. n. 63-8317 concernenti la miscelazione, “i fanghi non devono superare il 35% sulla sostanza secca nella preparazione della miscela di partenza”.

- Ai sensi della Delibera della Giunta Regionale del 6 maggio 1996, n.34–8488 (che recepisce il D.Lgs 99/92 ed il Regol. Reg. D.P.G.R. n. 4558/86) vengono definite disposizioni tecniche e procedure amministrative per l'utilizzazione dei **fanghi di depurazione in agricoltura**.

L'allegato 5A descrive la documentazione per la presentazione della domanda di autorizzazione all'utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura. Si richiedono indicazioni e dati sui fanghi riguardanti: provenienza, attività da cui derivano, natura, composizione, quantità annua prodotta, piano di utilizzo delle aree di stoccaggio e/o trattamento, metodi di stoccaggio e di condizionamento, modalità di trasporto, piano di utilizzazione che deve essere di durata triennale.

L'allegato 5B descrive il “contenuto prescrittivo del provvedimento autorizzativo”.

Riportiamo alcuni punti:

- le analisi dovranno essere ripetute su tutti i terreni ogni tre anni e riguarderanno pH, C.S.C. ed i metalli pesanti estraibili riportati nella tabella 1 allegata al presente punto B. Qualora i valori dei metalli pesanti estraibili superino i limiti di cui alla tabella 1.14 sarà necessario effettuare anche le analisi relative ai metalli pesanti totali

- i metalli pesanti ed i valori massimi in concentrazione ammissibili nei suoli agricoli per l'utilizzazione in agricoltura sono riportati nella tabella 1 allegata al presente punto B (Tab.1.14)

- per il campionamento e le analisi dei terreni è necessario far riferimento ai "Metodi ufficiali di analisi chimica del suolo" approvati con D.M. del 01/05/1992 (pubblicato sul Suppl.Ord. n.79 alla G.U. n. 121 del 25/05/1992), e per le determinazioni analitiche ivi non presenti ai metodi approvati con D.G.R. 7/10/86 n. 85-8155 (pubblicati sul B.U. della Regione Piemonte n. 44 del 5/11/86)

- è ammissibile l'utilizzazione in agricoltura per i fanghi che non superino i valori limite per le concentrazioni di metalli pesanti riportate nella tabella 2 allegata al presente punto B (Tab.1.15)
- è ammissibile l'utilizzazione in agricoltura dei fanghi che presentino valori inferiori a quelli prescritti dalla tabella 4 allegata al presente punto B (Tab.1.17). Ai fanghi che, anche per un solo parametro, superano i limiti ivi prescritti, si applica il divieto temporaneo di utilizzazione. Tali fanghi possono essere utilizzati in agricoltura solo se, in seguito a trattamenti semplici, i valori dei parametri suindicati rientrano nei limiti stabiliti
- è ammissibile l'utilizzazione dei fanghi in agricoltura il cui contenuto in Salmonelle rientra nel limite massimo riportato nella tabella 3 allegata al presente punto B (Tab.1.16). In presenza di Salmonelle va comunque vietato l'utilizzo in florovivaismo
- è ammissibile l'utilizzazione dei fanghi in agricoltura il cui contenuto in Carbonio org., Fosforo tot. ed Azoto tot. sia superiore od uguale ai limiti riportati nella tabella 3 allegata al presente punto B (Tab.1.16) qualora un fango abbia contenuti inferiori relativamente alle suddette sostanze si applica il divieto temporaneo di utilizzazione tale fango potrà essere utilizzato in agricoltura solo quando le proprie caratteristiche analitiche rientrino nei limiti di cui alla tabella 3 mediante operazioni di condizionamento, secondo quanto prescritto al punto 4 dell'art. 12 del D.Lgs. 99/92
- va vietata l'applicazione dei fanghi ai terreni:
 - a. allagati, soggetti ad esondazioni e/o inondazioni naturali, acquitrinosi o con frane in atto
 - b. con pendii maggiori del 15%, limitatamente ai fanghi con un contenuto in sostanza secca inferiore al 30%
 - c. con pH minore di 5
 - d. con c.s.c. minore di 8 meq/100 gr.
 - e. destinati a pascolo, a prato-pascolo, a foraggiere, anche in consociazione con altre colture, nelle 5 settimane che precedono il pascolo o la raccolta di foraggio
 - f. destinati all'orticoltura alla frutticoltura i cui prodotti sono normalmente a contatto diretto con il terreno e sono di norma consumati crudi, nei 10 mesi precedenti il raccolto e durante il raccolto stesso
 - g. quando è in atto una coltura, ad eccezione delle colture arboree
 - h. quando sia stata comunque accertata l'esistenza di un pericolo per la salute degli uomini e/o degli animali e/o per la salvaguardia dell'ambiente
 - i. a distanza inferiore a m. 150 da laghi e/o corsi d'acqua con portata media annua superiore a 2 mc./sec
 - l. nelle vicinanze di strade statali e/o provinciali per una fascia di m. 50 di distanza dal ciglio della stessa e nelle vicinanze di abitazioni anche sparse di qualsiasi tipo per un raggio di m. 80 dall'abitazione stessa, a meno che lo spandimento non avvenga per diretto o tempestivo interrimento tali distanze possono essere ridotte nel caso di aziende agricole in funzione delle modalità di spandimento
 - m. nelle zone dove le falde superficiali interessano lo strato superficiale del terreno e comunque ove la superficie libera della falda idrica superficiale disti meno di m. 1,50 dal piano di campagna
 - n. nelle zone di rispetto dei pozzi di captazione delle acque a scopo potabile, per una distanza dal pozzo di m. 200
- va vietata l'applicazione di fanghi liquidi con la tecnica della irrigazione a pioggia, sia per i fanghi tal quali che per quelli diluiti con acqua
- non è possibile smaltire in agricoltura fanghi il cui contenuto in sostanze tossiche superi, anche per un solo parametro i valori prescritti in tabella 2 allegata al presente punto B (Tab.1.15)

- va vietata l'utilizzazione dei fanghi tossici e nocivi in riferimento alle sostanze elencate nell'allegato al D.P.R. 915/82, con le concentrazioni limite stabilite nella deliberazione del Comitato Interministeriale del 27/7/84
- i fanghi, precedentemente l'utilizzazione, vanno sottoposti ad idoneo trattamento di stabilizzazione atto a diminuire il carattere di putrescibilità dei rifiuti stessi e l'emanaione di odori sgradevoli
- è ammissibile l'utilizzazione in agricoltura dei fanghi che rispettino i valori limite prescritti nella tabella 5 allegata al presente punto B (Tab.1.18). Ai fanghi che, per un solo parametro, superano i limiti ivi prescritti si applica una riduzione del quantitativo massimo ammissibile ad ettaro. Ai fanghi che, per due o tre parametri, superano i limiti prescritti nella tabella 5, si applica il divieto temporaneo di smaltimento. Tali fanghi saranno utilizzabili in agricoltura solo qualora, in seguito a trattamento, i valori dei parametri suindicati rientrino in almeno due dei tre valori limiti stabiliti per i tre indici di stabilità
- è necessario attenersi a tutte le norme tecniche riguardanti raccolta, trasporto, stoccaggio ed applicazione definite all'art. 12 del Decreto Legislativo n° 99 del 27/01/1992
- è possibile avvalersi, per il trasporto dei fanghi destinati all'utilizzazione su e/o nel suolo agricolo, di mezzi propri o di terzi. In entrambi i casi andrà garantito l'utilizzo di mezzi rispondenti ai criteri igienico-sanitari stabiliti ai sensi della vigente legislazione in materia, atti ad evitare la dispersione dei fanghi stessi, il percolamento degli effluenti liquidi e/o la dispersione di polveri e che minimizzino l'emanaione di odori sgradevoli
- le caratteristiche chimico-fisico-biologiche dei fanghi andranno analizzate secondo le indicazioni contenute nell'art. 11 del D.Lgs. n° 99/92 le analisi andranno tenute a disposizione dell'Autorità competente al controllo
- per le analisi riguardanti i parametri biologici (Indice di Respirazione, Indice di Mineralizzazione dell'Azoto ed Indice di Germinazione) saranno seguiti i metodi pubblicati dalla Regione Piemonte sul Volume n° 6 della Collana Ambiente "Metodi di analisi del Compost".

Valori massimi di concentrazione di metalli pesanti nei suoli agricoli destinati all'utilizzazione dei fanghi di depurazione
(mg/kg s.s.)

Metalli Pesanti	Metalli Totali Valore limite	Metalli Estraibili Valore limite
<i>Cadmio</i>	1	1,5
<i>Cromo</i>	15	150
<i>Mercurio</i>	0,2	1
<i>Nichel</i>	30	75
<i>Piombo</i>	50	100
<i>Rame</i>	50	100
<i>Zinco</i>	150	300

Tabella 1, allegato 5 B, D.G.R. n. 34-8488.(Tab.1.14)

Valori massimi di concentrazione di metalli pesanti nei fanghi destinati all'utilizzazione agricola
(mg/kg s.s.)

Metallo pesante	Valore limite
<i>Cadmio</i>	20
<i>Cromo</i>	1.000
<i>Mercurio</i>	10
<i>Nichel</i>	300
<i>Piombo</i>	750
<i>Rame</i>	1.000
<i>Zinco</i>	2.500

Tabella 2, allegato 5 B, D.G.R. n. 34-8488. (Tab. I.15)

Caratteristiche agronomiche e microbiologiche dei fanghi destinati all'utilizzo in agricoltura

Parametro	Valore limite
<i>Carbonio organico % s.s.(min.)</i>	20
<i>Fosforo tot. (P) % s.s.(min.)</i>	0,4
<i>Azoto tot. % s.s.(min.)</i>	1,5
<i>Salmonella MPN/g s.s.(max.)</i>	1.000

Tabella 3, allegato 5 B, D.G.R. n. 34-8488. (Tab. I.16)

Limiti di tossicità nei fanghi destinati all'utilizzo in agricoltura
(in mg/kg s.s. eccetto che per l'indice S.A.R., il pH e la Salinità)

Parametro	Limite
<i>Fenoli volatili</i>	10
<i>Tensioattivi</i>	100
<i>pH</i>	5,5÷8
<i>Salinità (meq/100g)</i>	200
<i>S.A.R. (se salinità superiore a 50)</i>	20
<i>Cloruri (se salinità superiore a 50)</i>	5.000
<i>Solfati (se salinità superiore a 50)</i>	10.000

Tabella 4, allegato 5 B, D.G.R. n. 34-8488. (Tab. I.17)

Valori dei parametri di stabilità dei fanghi destinati all'utilizzo in agricoltura

<i>Indice di germinazione</i>	<40%
<i>Indice di mineralizzazione dell'azoto</i>	>10%
<i>Indice di respirazione</i>	>2.000 mgO ₂ /kgVS/h

Tabella 5, allegato 5 B, D.G.R. n. 34-8488. (Tab. I.18)

- Ai sensi del D.C.R. n. 436-11546 del 30 luglio 1997 (Piano Regionale di Gestione dei Rifiuti - sezione I relativa ai rifiuti urbani e fanghi di depurazione delle acque reflue) viene imposto il divieto di smaltimento in discarica, a partire dal 30 luglio 1998, dei fanghi idonei al recupero in agricoltura, stabilendo inoltre che i suddetti fanghi devono essere avviati al compostaggio e/o all'utilizzo agricolo, preferibilmente nel bacino di produzione. Per scongiurare la presenza di toluene, di idrocarburi pesanti e di altre sostanze che le attuali metodiche/tecniche analitiche consentono di ricercare nei fanghi di depurazione, viene introdotto il concetto di **soglia di attenzione per l'utilizzo dei fanghi** che definisce il valore di riferimento, mettendo in correlazione ogni possibile nuovo tipo di inquinante riscontrato e non ricompreso in nessuna delle tabelle indicate dalla legislazione, con un livello di

concentrazione definito di “attenzione” derivato dal calcolo della concentrazione possibile di contaminate nel suolo, a seguito dell’applicazione del fango, tenendo conto dei livelli di pericolosità del composto, della diluizione e del principio di precauzione, e che permette di valutare, di volta in volta, la possibilità di proseguire con l’utilizzo dei fanghi in agricoltura o sospenderla.

La valutazione analitica del fango è responsabilità del produttore che dovrà decidere se destinarlo all’utilizzazione in agricoltura, a impianti di compostaggio che lo trasformino in ammendante compostato misto o a impianti di produzione di biogas purché le operazioni previste in tali impianti non precludano il successivo recupero dei fanghi anaerobici di risulta.

Solo dopo verifica della non idoneità al recupero, il fango può essere avviato ad altra destinazione che in Piemonte è sostanzialmente il conferimento in discarica (in base alle norme del D.Lgs. 36/2003) preceduta da trattamenti di disidratazione, essiccazione, stabilizzazione biologica o chimico-fisica.

I dati raccolti dalla Regione Piemonte riguardanti la produzione di fanghi di impianti superiori a 2.000 ab. equivalenti, relativa all’anno 2012 mostrano questo scenario:

- 96,8% riutilizzo in agricoltura (diretto o tramite compostaggio);
- 1,7% incenerimento;
- 1,5% discarica.

Se consideriamo il 96,8% recuperato in agricoltura troviamo che:

- 34% utilizzato come ammendante compostato misto, dopo compostaggio;
- 66% inviato a impianti extraregionali che possono operare uno stoccaggio in attesa dell’utilizzazione diretta (operazioni R13 e R10) o un compostaggio con altre matrici organiche.

La produzione pro capite ammonta a circa 14 kg s.s./ab.eq., con una umidità media del 24,7%.

Una visione più chiara può essere fornita dai “numeri dei fanghi”:

	Provincia Torino	Regione Piemonte
<i>Fanghi tal quale (t/a)</i>	151.774	246.855
<i>Fanghi in sostanza secca (tds/a)</i>	40.892	60.933
<i>Recupero diretto in agricoltura (tds/a)</i>	0	0
<i>Recupero in agricoltura dopo compostaggio effettuato in regione (tds/a)</i>	5.245	19.953
<i>Recupero in agricoltura sia diretto sia dopo compostaggio effettuato fuori regione (tds/a)</i>	34.587	39.005
<i>Recupero energetico effettuato fuori regione (tds/a)</i>	381	1.051
<i>Smaltimento in discarica effettuato in regione (tds/a)</i>	679	924

(Tab.1.19)

Una difficile situazione emergenziale con forti limitazioni e condizionamenti alla possibilità di riutilizzo dei fanghi di depurazione in agricoltura è stata generata dalla Sentenza della corte di Cassazione Penale, sez. III del 6 giugno 2017, n. 27958 e dalla Sentenza TAR Lombardia del 20 luglio 2018, n.1782.

In conseguenza di ciò, la Confservizi Piemonte-Valle d'Aosta con nota del 25 luglio 2018, prot. n. 75, ha rivolto alla Regione Piemonte la richiesta urgente di provvedimenti immediati atti a superare la situazione di estrema criticità in cui versano i gestori degli impianti di depurazione per quanto riguarda la gestione dei fanghi di depurazione da essi prodotti, elemento questo che rende problematica la continuità stessa del servizio di depurazione delle acque reflue civili.

La regione Piemonte con il *D.P.G.R del 21 settembre 2018, n. 77* individua particolari forme speciali temporanee di gestione dei fanghi di depurazione per quanto riguarda le fasi di deposito, stoccaggio, recupero e smaltimento che hanno un'efficacia per un periodo non superiore a sei mesi, così come previsto dall'art. 191 del D.Lgs. 152/06.

Alcuni dei provvedimenti prevedono:

1. Gli impianti di depurazione possono derogare al limite temporale di 3 mesi previsto per il deposito temporaneo entro comunque il limite massimo di un anno utilizzando aree sia presso l'impianto sia in altri siti di cui hanno disponibilità;
2. Gli impianti di trattamento autorizzati alle operazioni D1, D8, D13, D14, D15, R1 e/o D10, R3, R10, R11, R12, e R13 possono ritirare il codice EER 190805 prodotto in regione, qualora non sia già contenuto nell'atto di autorizzazione vigente;
3. Gli impianti che effettuando operazioni R13 o D15 ritirano il codice EER 190805 possono superare le soglie temporali di 12 mesi fino ad un massimo di 24 mesi, nonché le soglie quantitative, purché tale rifiuto sia prodotto in regione;
4. Gli impianti autorizzati al recupero del rifiuto organico tramite produzione di ammendante compostato con fanghi possono superare fino al 10% del quantitativo massimo trattabile su base annuale, purché il rifiuto sia prodotto in regione con priorità a quello del proprio ambito territoriale;
5. Gli impianti di discarica per rifiuti non pericolosi che intendono ritirare il codice EER 190805 prodotto in regione, sono soggetti al limite relativo alla concentrazione di sostanza secca non inferiore al 20%, anziché al 25%.

Il *D.P.G.R del 26 marzo 2019, n. 17* dispone la reiterazione del precedente D.P.G.R del 21 settembre 2018, n. 77. Pur considerando, infatti, l'entrata in vigore dell'art. 41 della Legge del 16 novembre 2018, n. 130, continua a permanere la situazione di criticità riguardante la gestione dei fanghi di depurazione.

Il *D.P.G.R. del 20 settembre 2019, n. 53* (tutt'oggi vigente) dispone la reiterazione con modifiche del precedente D.P.G.R del 26 marzo 2019, n. 17. Le differenze sono sostanzialmente:

- Il punto 2, precedentemente esposto viene riferito solo agli impianti autorizzati alle operazioni: R1 e/o D10, R3, R10, R11, R12 e R13;
- Il punto 3 precedentemente esposto viene solo riferito agli impianti autorizzati all'operazione R13;
- Si richiede ai produttori di fanghi di depurazione di comunicare alla competente direzione regionale, entro il 30 ottobre 2019, dati ed informazioni relativi alle quantità prodotte, alle caratteristiche analitiche dei fanghi con set analitico conforme alla disciplina nazionale contenuta nel D.Lgs. 99/92 come modificato dall'art. 41 del D.Lgs 109/2018, ed alla destinazione degli stessi, riferiti all'anno 2019. I produttori coinvolti nell'obbligo sono i gestori degli impianti di depurazione aventi potenzialità superiore a 2.000 ab.eq. che producono fanghi con codice EER 190805.

Operazioni di recupero:

- R01:** utilizzazione principale come combustibile o come altro mezzo per produrre energia
- R02:** rigenerazione/recupero di solventi
- R03:** riciclo/recupero delle sostanze organiche non utilizzate come solventi (operazioni di compostaggio e altre trasformazioni biologiche)
- R04:** riciclo/recupero dei metalli e dei composti metallici
- R05:** riciclo/recupero di altre sostanze inorganiche
- R06:** rigenerazione degli acidi o delle basi
- R07:** recupero dei prodotti che servono a captare gli inquinanti
- R08:** recupero dei prodotti provenienti dai catalizzatori
- R09:** rigenerazione o altri reimpieghi degli oli
- R10:** spandimento sul suolo a beneficio dell'agricoltura o dell'ecologia
- R11:** utilizzazione dei rifiuti ottenuti da una delle operazioni indicate da R1 a R10
- R12:** scambio di rifiuti per sottoporli a una delle operazioni indicate da R10 a R11
- R13:** messa in riserva di rifiuti per sottoporli a una delle operazioni indicate nei punti da R01 a R12

Operazioni di smaltimento:

- D01:** deposito sul o nel suolo (es. discarica)
- D02:** trattamento in ambiente terrestre
- D03:** iniezioni in profondità
- D04:** lagunaggio
- D05:** messa in discarica specialmente allestita
- D06:** scarico dei rifiuti solidi nell'ambiente idrico eccetto l'immersione
- D07:** immersione, compreso il seppellimento nel sottosuolo marino
- D08:** trattamento biologico non specificato altrove nel presente allegato, che dia origine a composti o a miscugli che vengono eliminati secondo uno dei procedimenti elencati nei punti da D1 a D12
- D09:** trattamento chimico-fisico non specificato altrove nel presente allegato che dia origine a composti o a miscugli eliminati secondo uno dei procedimenti elencati nei punti da D1 a D12
- D10:** incenerimento a terra
- D11:** incenerimento in mare
- D12:** deposito permanente
- D13:** raggruppamento preliminare prima di una delle operazioni di cui ai punti da D1 a D12
- D14:** ricondizionamento preliminare prima di una delle operazioni di cui ai punti da D1 a D13
- D15:** deposito preliminare prima di una operazione di cui ai punti da D1 a D14

Tabella riassuntiva Valori limite Utilizzo agricolo dei fanghi (Tab.1.20)	Direttiva 86/278/CEE	D.G.R n. 34-8488	D.G.R. n.63-8317	D.Lgs. 152/2006	D.Lgs. 75/2010	Decreto Genova, D.L. 109/2018 (art.41)
	<i>Limiti di concentrazione nei fanghi (mg/kg s.s.) per utilizzo in agricoltura</i>	<i>Limiti di concentrazione nei fanghi (mg/kg s.s.) utilizzo in agricoltura</i>	<i>Limiti dei materiali organici all'impianto di compostaggio (mg/kg s.s.)</i>	<i>Concentrazione soglia di contaminazione nel suolo e nel sottosuolo riferiti alla specifica destinazione d'uso dei siti da bonificare per VERDE PUBBLICO, PRIVATO E RESIDENZIALE</i>	<i>Ammendanti (mg/kg s.s.)</i>	<i>Limiti di concentrazione nei fanghi utilizzo in agricoltura</i>
<i>Cadmio</i>	20 ÷ 40	20	20	2	1.5	20 (mg/kg s.s.)
<i>Rame</i>	1000 ÷ 1750	1000	1000	120	230	1000 (mg/kg s.s.)
<i>Nichel</i>	300 ÷ 400	300	250	120	100	300 (mg/kg s.s.)
<i>Piombo</i>	750 ÷ 1200	750	600	100	140	750 (mg/kg s.s.)
<i>Zinco</i>	2500 ÷ 4000	2500	3000	150	500	2500 (mg/kg s.s.)
<i>Mercurio</i>	16 ÷ 25	10	5	1	1.5	10 (mg/kg s.s.)
<i>Arsenico</i>			10	20		< 20 (mg/kg s.s.)
<i>Selenio</i>			5	3		≤ 10 (mg/kg s.s.)
<i>Cromo tot</i>	–	–	1000	150		< 200 (mg/kg s.s.)
<i>Cromo VI</i>				2	0.5	< 2 (mg/kg s.s.)
<i>Idrocarburi (C₁₀-C₄₀)</i>				50		≤ 1.000 (mg/kg tal quale)
<i>IPA (IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI)</i>						≤ 6 (mg/kg s.s.)
<i>PCDD/PCDF + PCB (DL)</i>				1x10 ⁻⁵		≤ 25 (ng WHO- TEQ/Kg s.s.)
<i>PCB</i>				0,06		≤ 0,8 (mg/kg s.s.)
<i>Toluene</i>				0,5		≤ 100 (mg/kg s.s.)
<i>Berillio</i>				2		≤ 2 (mg/kg s.s.)
<i>Antimonio</i>				10		
<i>Fluoruri</i>				100	15	
Caratteristiche agronomiche e microbiologiche nei fanghi destinati all'utilizzazione in agricoltura (D.G.R n. 34-8488)						
<i>Carbonio organico % s.s.(min)</i>		≥20				
<i>Fosforo tot % s.s.(min)</i>		≥0,4				
<i>Azoto tot % s.s.(min)</i>		≥1,5				
<i>Salmonelle MPN/g s.s.(max)</i>		≤1000				

2 IMPIANTO SMAT di CASTIGLIONE TORINESE

2.1 L'IMPIANTO di DEPURAZIONE.



Castiglione Torinese, panoramica.(Fig.2.1)

L'impianto di depurazione delle acque reflue civili e industriali SMAT di Castiglione Torinese è attualmente il più grande impianto di trattamento chimico, fisico e biologico presente in Italia ed uno dei più grandi operanti in Europa, con una popolazione effettiva servita di circa 1,5 milioni di abitanti e 1.000 attività produttive (corrispondenti ad un bacino di oltre 2 milioni di abitanti equivalenti, la potenzialità massima dell'impianto arriva a 3.800 ab. eq.). L'hinterland torinese, pur rappresentando solo l'1,2% del bacino del Po, contribuisce per circa il 10% al carico inquinante complessivo prodotto dagli scarichi civili e industriali che interessano l'ambito padano. I reflui sono convogliati all'impianto di depurazione centralizzato attraverso una rete di collettori intercomunali, appositamente costruiti, che si estende per oltre 250 km ma è in continua fase di ampliamento e miglioramento.

Attualmente l'impianto è in grado di ricevere fino a 16 m³/s di liquame. Esso prevede le sezioni di trattamento primario, secondario e terziario e una serie di sistemi di recupero energetico finalizzati alla cogenerazione di energia termica ed elettrica di oltre 60 milioni di kWh/anno. La portata annua di acque reflue trattata ammonta a oltre 200.000.000 m³ provenienti da un'area di 450 km². Nella tabella 2.1 sono indicate le portate medie trattate nell'impianto SMAT.

Portate medie di acque reflue

<i>Portata media giornaliera</i>	615.000	m ³ /d
<i>Portata media oraria</i>	25.625	m ³ /h
<i>Portata media oraria diurna</i>	32.000	m ³ /h

Fonte: Gruppo SMAT SpA.(Tab.2.1)

L'impianto è suddiviso in due linee di trattamento parallele, distinte ma funzionali l'una all'altra: la linea acque e la linea fanghi.

La *linea acque* in cui si svolgono i trattamenti fisici, chimici e biologici necessari ad eliminare tutti i componenti presenti nelle acque reflue in ingresso e dai quali si ottiene acqua depurata scaricabile in corpi idrici superficiali e in parte destinata al riutilizzo per scopo industriali; come residuo di processo si ottiene il cosiddetto fango di depurazione, un materiale ricco di sostanza organica facilmente fermentescibile e di microrganismi di origine fecale.

La *linea fanghi* in cui si svolgono i trattamenti del fango biologico precedentemente prodotto riducendo la quantità di sostanza organica ed il carico inquinante dei microrganismi fecali; la stabilizzazione del fango avviene attraverso processi di mineralizzazione, gassificazione ed umificazione a carico della sostanza organica biodegradabile.

2.2 La LINEA ACQUE.

In questa sezione dell'impianto i liquami sono sottoposti a:

- TRATTAMENTI PRELIMINARI (grigliatura, dissabbiatura e desoleazione).
- TRATTAMENTI PRIMARI (sedimentazione primaria). Questi primi due trattamenti servono a rimuovere e ridurre notevolmente i materiali insolubili sospesi e galleggianti.
- TRATTAMENTI SECONDARI (ossidazione biologica a fanghi attivi, sedimentazione secondaria dei fanghi biologici), che riducono notevolmente i materiali colloidali e le sostanze organiche sospese e disciolte.
- TRATTAMENTI TERZIARI (defosfatazione, predenitrificazione),
- TRATTAMENTI di FINISSAGGIO (filtrazione finale delle acque)
- DISINFEZIONE

2.2.1 Grigliatura:

prima fase del trattamento dove viene anche controllata la qualità dell'affluente (monitoraggio in continuo di temperatura, pH, redox, ammoniacale e TOC). L'eliminazione di sabbie, solidi grossolani, sacchetti di plastica, stracci etc., il cui accumulo sulle rive e sul letto del fiume risulta sgradevole e possibilmente pericoloso per l'uomo in caso di contatto, avviene in 2 sezioni ubicate in due edifici differenti alimentati da quattro linee. In ogni sezione si trovano due sgrigliatori oleodinamici, un nastro trasportatore ed un compattatore del materiale sgrigliato. A servizio di entrambi gli edifici è installato un deodorizzatore ad umido (scrubber a due stadi: acido e basico). I solidi grossolani compattati sono conferiti alla discarica dei RSU.

2.2.2 Dissabbiatura e disoleatura:

seconda fase del trattamento. Il liquame attraversa quattro coppie di vasche rettangolari corredate da ponti va e vieni dove subisce un primo rallentamento di velocità che permette il deposito sul fondo delle sabbie e dei materiali solidi fini di densità superiore a quella dell'acqua (polveri, inerti residuati da attività industriali e domestiche...), che potrebbero creare problemi di abrasione o di ostruzione nelle apparecchiature a valle; non sedimentano invece le sostanze organiche sospese, che restano nella corrente liquida e vengono inviate alle unità successive. Un sistema di pre-aerazione con ventilatori centrifughi produce insufflazione di aria che crea condizioni ottimali per la flottazione di sostanze più leggere dell'acqua (oli, grassi, saponi) nella zona di calma, rimosse sfiorandole dalla superficie. Le morchie oleose sono raccolte mediante lame raschianti e convogliate in un pozzo all'estremità opposta, da dove vengono inviate al trattamento mediante autobotti mentre il liquido defluisce da aperture sommerse collocate a idonea profondità.

Le sabbie, sollevate mediante air-lift installati sui ponti, sono incanalate a valle dei dissabbiatori dove, in apposite vasche, vengono estratte da selezionatori idraulici ed inviate al trattamento.

2.2.3 Lavaggio e recupero sabbie:

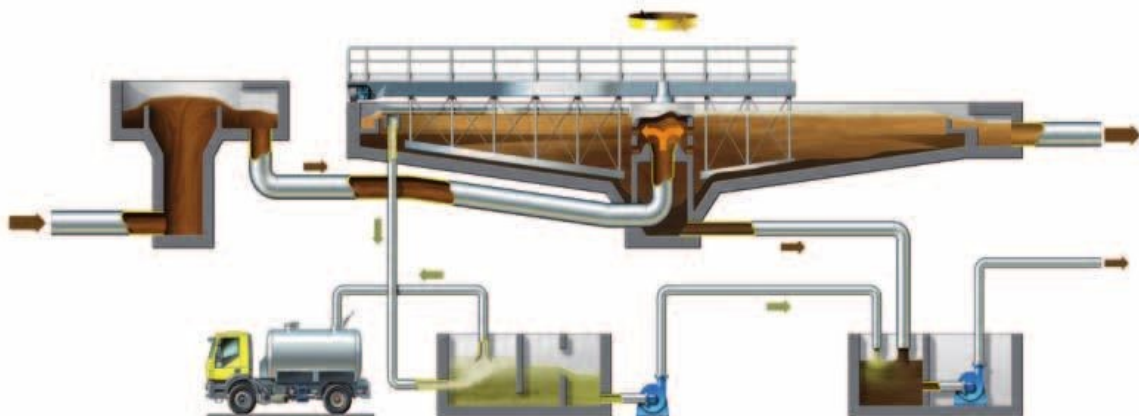
le sabbie separate durante i trattamenti primari vengono sottoposte ad un processo meccanico di purificazione mediante lavaggio e centrifugazione, in modo da consentirne il recupero in alternativa allo smaltimento in discarica. Dal lavaggio e dalla centrifugazione si ottengono prodotti riutilizzabili in edilizia per formazione di sottofondi stradali, letti di posa per condotte interrate, materiali di riempimento. L'impianto tratta le sabbie derivanti dalle attività di depurazione dei reflui urbani e dalle attività di manutenzione delle reti fognarie e dei collettori consortili in gestione a SMAT. Le sabbie da trattare, una volta scaricate nelle apposite vasche di accumulo, sono prelevate con una benna e sottoposte a vagliatura (vaglio rotante con fori da 10 mm) e successivo lavaggio con acque recuperate dal processo di depurazione. La frazione sabbiosa, una volta separata dal resto, è avviata tramite pompe alla sezione di ciclone primario e nuovo lavaggio in tavola densimetrica. Una ulteriore separazione consente di ottenere sabbie pulite e riutilizzabili. Le acque impiegate per il lavaggio vengono convogliate in testa all'impianto, per ricominciare nuovamente il ciclo di depurazione. L'impianto ha una capacità di trattamento pari a 7.000 kg/h di sabbie grezze, consentendo il recupero di circa 2.000 kg/h di sabbie trattate. Successivamente vengono estratti pietrisco (750 kg/h), sovrvallo (750 kg/h) ed acque reflue per la restante.

2.2.4 Sedimentazione primaria:

il liquame viene posto in una condizione di relativa quiete in otto vasche circolari, equipaggiate con ponte rotante con lama di raccolta dei fanghi, con ingresso del liquido al centro e uscita dello stesso lungo la periferia, in cui i materiali mantenuti in sospensione dalla turbolenza hanno tempo di sedimentare individualmente (se si tratta di materiali granulari) o sotto forma di fiocchi (se si tratta di materiali flocculenti). Si ottiene il deposito della quasi totalità delle sostanze in sospensione.

I materiali sedimentati costituiscono i fanghi primari, che, unitamente a quelli in eccesso dall'ossidazione (fanghi di supero), vengono raccolti, mediante raschiatori, in pozzetti da cui verranno estratti per essere inviati ai trattamenti della linea fanghi.

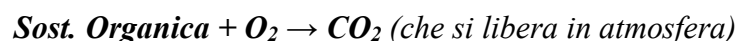
I processi precedenti realizzano separazioni meccaniche tra materiali eterogenei; le sostanze organiche inquinanti presenti nell'acqua allo stato disciolto vengono rimosse solo successivamente mediante l'ossidazione biologica.



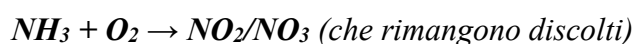
Sedimentatore primario, schema. (Fig.2.2)

2.2.5 *Trattamento biologico (comprende due fasi):*

- Denitrificazione: è un trattamento privo di ossigeno.
Un sistema di ricircolo della miscela aerata mediante 36 pompe ad elica permette la presenza di fanghi attivi, di liquame grezzo e di fanghi secondari nelle 12 vasche non aerate e mantenute in sospensione mediante mixer sommersi.
I microrganismi operano la riduzione degli ossidi di azoto ad azoto gassoso che viene liberato in atmosfera
- Ossidazione/Nitrificazione: è un processo che distrugge la sostanza organica secondo meccanismi analoghi a quelli di autodepurazione naturale di un corpo idrico; la differenza consiste nel fatto che il trattamento avviene in apparecchiature costruite opportunamente e con concentrazioni molto più elevate, per cui le trasformazioni avvengono con velocità e con rendimenti molto maggiori.
Nelle vasche di ossidazione, immettendo aria dal fondo mediante diffusori che la distribuiscono capillarmente, si creano le condizioni ottimali per la crescita dei batteri, il cosiddetto fango attivo.
Tale fango è composto da microrganismi eterotrofi che utilizzano il carbonio della sostanza organica disciolta nelle acque come fonte di energia (formando CO₂ con l'ossigeno) e come materia prima per la sintesi cellulare.
Per riprodursi e per operare questi batteri necessitano che la concentrazione di ossigeno in soluzione non sia mai inferiore ad un certo livello (intorno ai 2 mg/l). Pertanto, non essendo sufficiente l'ossigeno disciolto naturalmente nelle acque, occorre che esso sia fornito continuamente con dispositivi adeguati: nell'impianto in esame vengono usati dei diffusori che insufflano aria dal fondo, sotto forma di bolle fini, in funzione della percentuale di ossigeno disciolto rilevata nelle vasche.
Questo trattamento viene effettuato in 24 vasche rettangolari aerate mediante 12 turbocompressori che insufflano aria attraverso diffusori a microbolle posizionati sul fondo delle vasche stesse.
Un sistema di analisi in continuo di ossigeno disciolto, ammoniaca, redox e nitrati permette il controllo automatico delle portate di aria insufflata e di ricircolo fanghi. L'insufflazione dell'aria garantisce anche l'agitazione del liquido e la dispersione omogenea della massa biologica.
Durante la permanenza nella vasca di ossidazione si ha la produzione di materiale biologico flocculento che rimane disperso nella massa del liquido; con l'agitazione questi fiocchi aggregano poi le particelle colloidali fini ed adsorbono altre sostanze disciolte.
L'efficienza di rimozione (pari a circa l'85 % del BOD₅) dipende dalla concentrazione di ossigeno, dalla temperatura, dal rapporto tra carico organico e concentrazione dei batteri presenti nella vasca, quindi una parte del fango che sedimenta nella fase successiva è ricircolato mediante coclee, con un rapporto di ricircolo variabile da 1 a 3, in ingresso alle vasche di predenitrificazione.
Tali batteri, operano l'ossidazione della sostanza organica producendo CO₂:



congiuntamente all'ossidazione dell'azoto ammoniacale a nitrato (nitrificazione):



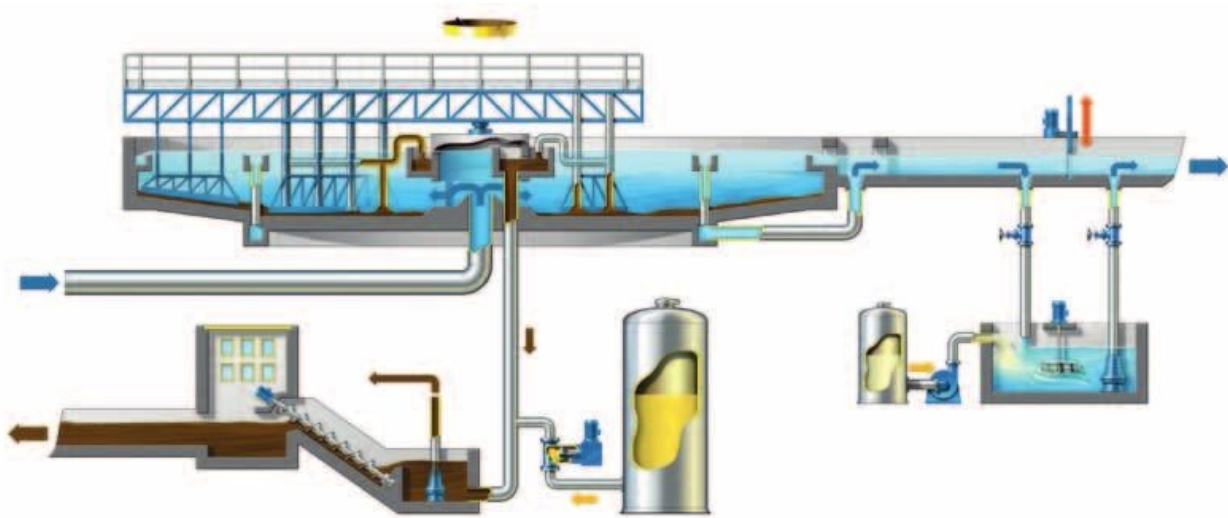
Particolato ed altre sostanze di piccola dimensione inoltre rimangono intrappolate all'interno dei fiocchi di fango attivo.

2.2.6 Sedimentazione secondaria-defosfatazione:

ultima parte del trattamento biologico. La miscela aerata passa nelle vasche di decantazione secondaria (24 vasche circolari), dove il fango prodotto nelle vasche di ossidazione sedimenta per gravità sul fondo conico e quindi viene ricircolato in testa alle vasche di predenitrificazione mediante 12 pompe a coclea (fango di ricircolo). Una parte di fango attivo viene continuamente estratta dal ciclo e pompata verso la linea di trattamento dei fanghi (fango di supero) garantendo quindi nelle vasche di ossidazione il giusto equilibrio tra inquinanti da rimuovere e quantità di fango attivo.

Poiché nel processo biologico i fosfati sono rimossi solo parzialmente, per realizzare la *defosfatazione* delle acque si opera additivando dei sali di ferro (cloruro ferrico) ai fanghi attivi ricircolati provocando una chiariflocculazione (separazione per sedimentazione di fiocchi formati da composti contenenti il fosforo inorganico).

L'effluente depurato in uscita dal sedimentatore secondario contiene ancora particelle solide in sospensione, le cui caratteristiche e dimensioni ne hanno impedito la separazione.



Vasca di decantazione, schema. (Fig. 2.3)

2.2.7 Filtrazione finale:

l'effluente finale proveniente dai moduli di trattamento secondario viene sottoposto a filtrazione in modo da eliminare, pressoché totalmente, le particelle residue in sospensione.

La frazione più voluminosa (filacce, alghe) viene rimossa in una sezione di grigliatura preliminare e smaltita in discarica.

Il flusso viene quindi ripartito tra i 27 filtri a letti multistrato presenti, costituiti da letti a riempimento in sabbia ed antracite (ghiaietta, sabbia e carbonio).

L'acqua in uscita è priva delle impurezze residue ed ha caratteristiche compatibili con l'ecosistema ricevente.

La quasi totalità viene scaricata in Po, una parte è riutilizzata per scopi industriali.

I filtri vengono periodicamente puliti per azione di controlavaggio con acqua pulita ed aria compressa.

Le acque di controlavaggio in uscita dai filtri, contaminate dai residui, sono raccolte in apposita vasca e rilanciate tramite pompe in testa all'impianto, in modo da ricominciare il ciclo di trattamenti.

L'acqua depurata ha caratteristiche chimiche, fisiche, biologiche idonee a consentire, in alternativa allo scarico in fiume, il re-impiego per scopi industriali (ad esempio per il raffreddamento di macchinari oppure come acqua di lavaggio o di servizio).

Il riutilizzo di acque depurate può portare ad un minore attingimento da falda, così da preservare la qualità e la quantità della risorsa idrica.

Le acque filtrate destinate al riutilizzo vengono sottoposte a trattamento di disinfezione mediante dosaggio di ipoclorito di sodio.

Il tempo di contatto in vasca di accumulo è mantenuto per oltre trenta minuti. La concentrazione di cloro residuo viene controllata mediante misurazione diretta in campo. Il riuso è fatto in buona parte all'interno dell'impianto, immagazzinando questa frazione all'interno di una torre piezometrica, così da garantire una pressione per l'acqua servizi di rete di circa 4 bar. Inoltre una sezione di acquedotto industriale prevede il rifornimento per un bacino di utenze industriali lungo un tratto di collettore esteso per circa 5 km., in cui sono presenti cinque camere di dispacciamento. L'alimentazione avviene tramite tre pompe centrifughe di rilancio, garantendo una portata massima di 0,5 m³/s.

2.3 La LINEA FANGHI.

Come abbiamo visto, i fanghi vengono generati nella linea acque dell'impianto, sia nella fase di sedimentazione primaria (*fanghi primari*) sia in quella di ossidazione biologica (*fanghi di supero o secondari*): i fanghi primari sono più concentrati in solidi (circa il 3%), quelli secondari sono molto più diluiti (0.5-1%), ma il loro volume è nettamente superiore.

La linea fanghi dell'impianto SMAT di Castiglione Torinese tratta una portata media giornaliera di fanghi, al 2% di sostanza secca, pari a 6.000 m³/d; la portata massima giornaliera trattabile è pari a 12.000 m³/d.

Per essere smaltiti economicamente e senza creare inconvenienti per l'ambiente i fanghi devono essere sottoposti a una serie di trattamenti che hanno due finalità principali:

1. Ridurre la concentrazione di sostanza organica biodegradabile (stabilizzazione per digestione anaerobica del fango residuo),
2. Ridurre il volume, eliminando buona parte dell'acqua in essi presente (ispessimento e disidratazione).

2.3.1 Preispezzimento:

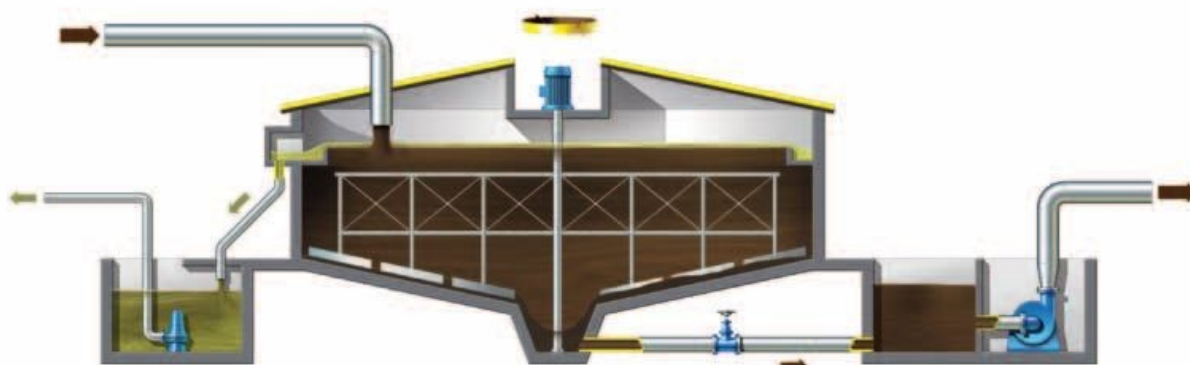
Il fango proveniente dal trattamento operato nei moduli della linea acque sono sottoposti ad un primo addensamento che ne aumenta la concentrazione, infatti durante questo ispessimento per gravità tale concentrazione in solidi aumenta di qualche unità percentuale (dal 2% SST a circa il 4% SST). Il volume dei fanghi si riduce sensibilmente, in misura proporzionale al rapporto tra le concentrazioni dei solidi prima e dopo il trattamento, con conseguenti minori costi di investimento e di esercizio per la realizzazione dei trattamenti successivi.

Questa sezione è composta da sei vasche di decantazione circolari coperte, all'interno delle quali avviene una stratificazione in grado di separare l'acqua dal fango ispessito.

Il ponte rotante all'interno di ogni vasca favorisce la raccolta del sedimentato.

L'estrazione del fango ispessito avviene dal fondo. Il fango viene raccolto in un pozzo di accumulo e da qui viene pompato alla successiva fase di digestione anaerobica.

Le acque di risulta, estratte attraverso lo stramazzo superiore dei preispezzitori, vengono raccolte, analogamente all'acqua separata dalle fasi successive, in una vasca di accumulo dalla quale sono inviate in testa all'impianto per ricominciare il trattamento di depurazione.



Vasca di decantazione, schema. (Fig. 2.4)

Dati tecnici

<i>Vasche circolari coperte</i>	6	
<i>Diamentro</i>	22	m
<i>Volume totale</i>	7,890	m ³
<i>Superficie totale</i>	2,300	m ²
<i>Carico</i>	55	kg s.s./m ³
<i>Tempo di ritenzione medio</i>	6 ÷ 24	h

Fonte: Gruppo SMAT SpA. (Tab. 2.2)

2.3.2 Digestione anaerobica:

questo trattamento realizza la trasformazione della quasi totalità di sostanza organica presente nei fanghi preispessiti, attraverso l'azione di batteri anaerobi che operano e si sviluppano alla temperatura di 37-40 °C alla quale viene mantenuto il fango all'interno dei digestori.

I fanghi provenienti dal preispessimento, addizionati a fanghi di ricircolo, vengono preriscaldati in una sezione di scambiatori di calore a fascio tubiero.

Per conduzione termica, l'acqua di processo a 80 °C cede ai fanghi il calore necessario ad innalzare la temperatura.

La temperatura dell'acqua di processo è ottenuta per effetto del recupero di calore dai motogeneratori, dalla sezione di essiccazione o per combustione diretta in caldaia utilizzando metano o biogas.

Il processo anaerobico si realizza all'interno di sei digestori di diametro 26 m ed altezza 30 m che sono dotati di un dispositivo di agitazione mediante compressori a palette.

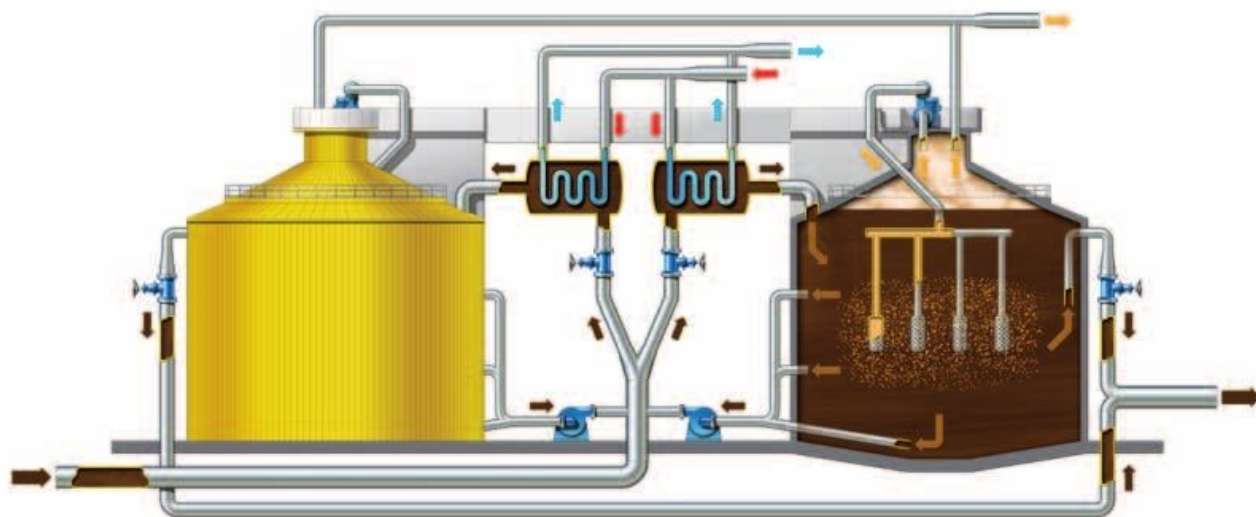
Per garantire la sopravvivenza della flora batterica è necessario un adeguato controllo delle condizioni del digestore, soprattutto per quanto riguarda il pH, l'assenza di ossigeno e di inibitori, la temperatura.

La velocità delle trasformazioni biologiche (processo di stabilizzazione e maturazione della massa) è bassa, per cui il tempo di permanenza del fango da trattare nel digestore deve essere sufficiente.

Il tempo di ritenzione medio è dell'ordine di 15-20 giorni.

L'azione dei microrganismi termofili, attraverso le fasi di mineralizzazione/gassificazione/umificazione, consente la produzione di gas biologico (biogas), costituito per il 65-70 % da metano e per il restante 30-35 % da anidride carbonica e sottoprodotti secondari quali vapore, ossidi di azoto, solforati, ecc.

Il biogas viene filtrato e stoccato in tre gasometri di 16.890 m³ di volume per essere successivamente utilizzato nella combustione dai motogeneratori oppure in caldaia.



Digestore, schema.(Fig.2.5)

Dati Tecnici

Digestori	6	
Diametro	26	m
Altezza	30	m
Volume totale	72	m ³
Tempo di ritenzione medio	15÷20	d
Temperatura	34 ÷ 40	°C

Fonte: Gruppo SMAT SpA.(Tab.2.3)

2.3.3 Centrale recupero energetico:

sezione costituita da quattro motori di cogenerazione accoppiati ad alternatori.

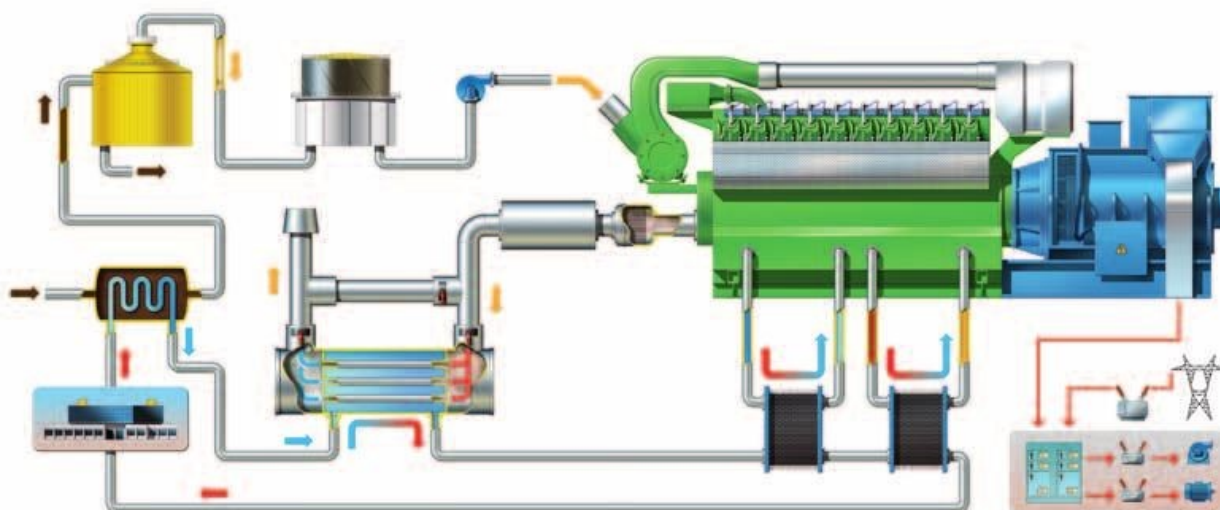
I motori usano come combustibile il biogas prodotto nel corso del processo. In caso di necessità due di essi possono essere alimentati anche con gas metano prelevato da rete.

Il biogas prodotto dal trattamento di digestione e immagazzinato nel gruppo gasometri, la cui produzione si aggira intorno ai 10.000.000 Nm³/anno, viene compresso e combusto nella sezione motori.

Per cogenerazione si ottengono energia termica ed energia elettrica.

Il calore recuperato dai gas di scarico e dal circuito di raffreddamento dei motori viene utilizzato per il riscaldamento dell'acqua di processo in modo da portare in temperatura i fanghi nei digestori. Durante la stagione invernale viene impiegato per riscaldare la palazzina uffici e gli edifici tecnici presenti in impianto.

L'energia elettrica prodotta è mediamente di 30.000.000 kWh/anno e contribuisce a coprire il 50 % del fabbisogno di energia elettrica dell'impianto.



Impianto di cogenerazione, schema. (Fig.2.6)

Dati tecnici

Stoccaggio biogas		
<i>Gasometri</i>	3	
<i>Volume totale</i>	16,890	m ₃
<i>Produzione media</i>	40.000	Nm ₃ /d
Recupero energetico		
<i>Motori a biogas (unità di cogenerazione)</i>	4	
<i>Efficienza elettrica</i>	41,9	
<i>Potenza elettrica (cad.)</i>	1.400	kW
<i>Produzione energia elettrica (totale)</i>	30.000	MWh _e /y
<i>Fabbisogno totale energia elettrica (medio)</i>	60.3000	MWh _e /y
<i>Efficienza termica</i>	42,2	
<i>Potenza termica (cad.)</i>	1.500	kW
<i>Produzione energia termica (totale)</i>	30.000	MWh _e /y
<i>Fabbisogno totale energia termica (medio)</i>	53.000	MWh _e /y

Fonte: Gruppo SMAT SpA. (Tab.2.4)

2.3.4 Postispessimento e filtropressatura:

dopo la fase di stabilizzazione il fango viene nuovamente sottoposto ad addensamento nella fase di postispessimento a gravità mediante eliminazione di acqua di diluizione all'interno di sei vasche di decantazione coperte aventi caratteristiche analoghe ai preispessitori.

Per fare precipitare in fiocchi il fango e migliorarne le caratteristiche di filtrabilità, in quattro vasche di condizionamento vengono aggiunti reattivi chimici quali latte di calce e cloruro ferrico.

Il latte di calce viene ottenuto partendo da ossido in polvere, caricato in appositi silos.

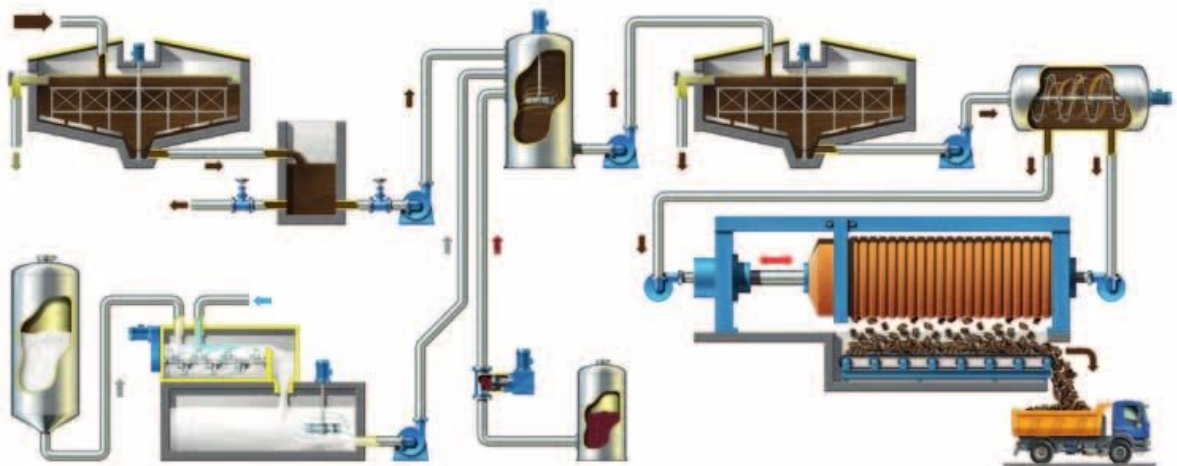
L'aggiunta di acqua in dispositivi denominati "spegnitori" da origine, tramite reazione esotermica, all'idrossido di calcio costituente il latte di calce, che viene dosato con opportuna diluizione per favorire l'addensamento del fango.

Il fango avente a questo punto concentrazione di sostanza secca dell'ordine del 4 %, viene caricato mediante pompe monovite (pressione 16 bar) alla sezione di pressatura meccanica.

La disidratazione meccanica, che avviene mediante 6 filtropresse a camere (capacità di 68 m³ ciascuna), dotate di impianto di aspirazione aria ed invio al deodorizzatore. Esse sono costituite da una serie di piastre scanalate, ricoperte da tele filtranti, in cui il fango è alimentato in un canale centrale. Comprimeando tra loro le piastre ad una pressione massima di 15 bar il liquido passa attraverso le scanalature dei teli e si raccoglie in apposite condutture esterne, mentre il fango viene trattenuto e forma sui teli stessi un pannello con un tenore di secco del 40% circa con una consistenza solida caratteristica, a forma di lingotto (l'aggiunta precedente di condizionante chimico rende migliori le caratteristiche del pannello del filtrato).

Il funzionamento della filtropressa è discontinuo poiché il pacco di piastre, dopo la disidratazione, deve essere aperto per rimuovere il pannello e lavare le tele filtranti; l'intero ciclo ha durata compresa tra le 2 e le 6 ore.

Il fango estratto può essere così condotto a stoccaggio provvisorio interno, quindi prelevato per l'invio al recupero.



Post-ispessimento e filtropressatura, schema.(Fig.2.7)

Postispessimento

<i>Vasche circolari coperte</i>	6	
<i>Diametro</i>	22	m
<i>Volume totale</i>	7.980	m ³
<i>Superficie totale</i>	2.300	m ²

Condizionamento

<i>Serbatoi di agitazione</i>	8	
<i>Dosaggio CaO</i>	30	% sul secco
<i>Dosaggio FeCl₃</i>	3,5	% sul secco

Accumulo fango condizionato

<i>Vasche circolari coperte</i>	4	
<i>Diametro</i>	22	m
<i>Volume totale</i>	5.320	m ³
<i>Superficie totale</i>	1.530	m ²

Filtropressatura

<i>Filtropresse 1.500x1.500mm</i>	6	
<i>Piastre (ogni filtropressa)</i>	150	
<i>Volume totale camere</i>	81	m ³
<i>Tenore di secco in uscita</i>	37÷42	%

Fonte: Gruppo SMAT SpA. (Tab.2.5)

2.3.5 Disidratazione con centrifughe:

questo trattamento avviene mediante quattro centrifughe ad alta prestazione.

Il fango in ingresso viene condizionato con polielettrolita reagente polimerico organico con ottime proprietà di aggregazione per la sostanza organica residua presente nei fanghi.

Le quattro centrifughe, aventi capacità di 80 m³/h ciascuna e in grado di imprimere una forza centrifuga pari a 3.000 g, ricevono, tramite pompa monovite attraverso appositi filtri, i fanghi condizionati con polielettrolita dando luogo ad un prodotto disidratato avente un buon tenore di solido secco (compreso tra 24-26 e 30 %) e idoneo all'impiego in ulteriori scopi produttivi.

Il fango disidratato viene trasferito, tramite pompe alternative ad alta pressione, ai silos di stoccaggio, da cui viene prelevato per essere destinato ad impianti di compostaggio e recupero in agricoltura come ammendante organico ed in parte ulteriormente concentrato mediante successivo trattamento di essiccazione.



Disidratazione con centrifuga, schema.(Fig.2.7)

Dati tecnici

Centrifughe	4	
Diametro tamburo	725	mm
Velocità di rotazione	2.800	rpm
Accelerazione centrifuga	3.160 g	
Potenzialità	80	m ³ /h

Fonte: Gruppo SMAT SpA.(Tab.2.6)

2.3.6 Essiccamento fanghi:

questa sezione è costituita da due linee indipendenti.

Il fango disidratato con un tenore di secco del 26 % è stoccato, per ogni linea, in un silos di capacità di 230 m³ ed è alimentato all'essiccatore mediante una pompa da calcestruzzo a pistone.

Caratteristiche di ogni essiccatore:

- essiccatore a pale cave, a riscaldamento indiretto (corpo con camicia riscaldata);
- fluido termovettore: olio diatermico riscaldato a 220 °C (in caldaia a metano);
- corpo essiccatore di forma \odot con camicia riscaldata ad olio diatermico;
- doppio albero con pale cave riscaldate ad olio diatermico;
- motore elettrico: 160 kW azionato da inverter.

Il fango disidratato con centrifuga è introdotto nell'essiccatore per mezzo di una pompa alternativa a pistone; qui subisce l'evaporazione termica dell'acqua contenuta e, dopo 8-10 ore di inertizzazione alla temperatura di 101-107°C, è estratto sotto forma di piccoli granuli, idonei al recupero per termovalorizzazione, contenendo fino al 90% di sostanza secca.

Per ogni essiccatore è prevista una doppia estrazione mediante una coclea reversibile in grado di convogliare i fanghi essiccati ad una temperatura di 38 °C, in alternativa, su due coclee di raffreddamento: via di caricamento silos fango essiccato (180 m³) oppure via di scarico di emergenza su cassone scarrabile.

Gli autocarri per il trasporto del fango essiccato sono caricati in sicurezza grazie ad una proboscide mobile con aspirazione.

La linea delle condense è costituita da:

- ciclone depolveratore a secco con estrazione di acqua senza ricircolo dei fini;
- colonna di condensazione a miscela;
- sistema di recupero termico con doppio scambiatore a piastre;
- colonna di condensazione a miscela con acqua di riutilizzo;
- doppio aspiratore di regolazione.

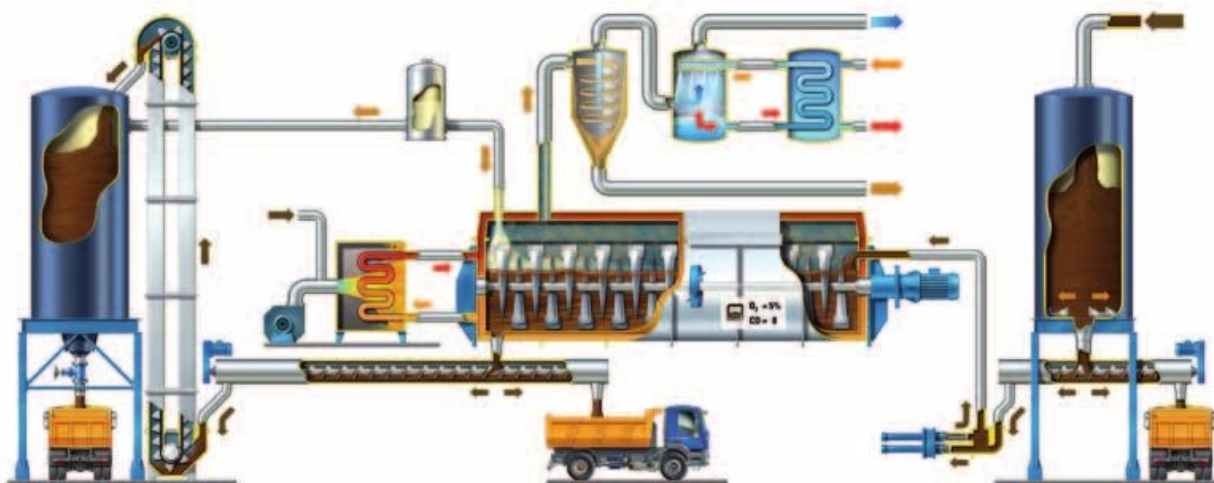
Le fumane sono condensate con recupero di calore in un doppio scambiatore a piastre con produzione di acqua alla temperatura di 80°C.

Gli incondensabili vengono inviati al deodorizzatore centrale della linea fanghi.

Le acque di condensa vengono portate in testa all'impianto di depurazione delle acque. Come già accennato, in tutte le operazioni di stabilizzazione e disidratazione si separano acque ad elevato BOD₅ che vengono riciclate in testa all'impianto per essere depurate.

Per ogni linea l'energia termica necessaria all'evaporazione è prodotta in una caldaia a metano con potenzialità di 3.488 kW.

L'impianto di essiccamento termico, ottenendo la quasi totale eliminazione dell'acqua contenuta nei fanghi centrifugati, permette la riduzione fino al 77% in peso della produzione di fanghi destinati allo smaltimento finale.



Essiccamento, schema.(Fig.2.8)

Dati tecnici

<i>Impianti essiccamento fanghi</i>	2	
<i>Alimentazione</i>	5.000	kg/h
<i>Tenore di secco ingresso</i>	26	%s.s.
<i>Produzione oraria fango essiccato (cad.)</i>	1.428	kg/h
<i>Tenore di secco in uscita</i>	91	%s.s.
<i>Temperatura di esercizio</i>	107	°C
<i>Capacità evaporativa (cad.)</i>	3.572	kg H ₂ O/h
<i>Richiesta termica (cad.)</i>	2.636	kW
<i>Recupero termico (cad.)</i>	1.750	kW
<i>Consumo gas naturale (cad.)</i>	300	Nm ³ /h
<i>Consumo energia elettrica (cad.)</i>	160	kW
<i>Tempo di processo</i>	6	h
<i>Capacità stoccaggio fango essiccato</i>	360	m ³
<i>Produzione totale annua (90%s.s.)</i>	11.000	t/y

Fonte: Gruppo SMAT SpA.(Tab.2.7)

In conclusione, la fase finale della linea fanghi comprende tre trattamenti di disidratazione meccanica e termica di conseguenza la produzione di fango filtropressato, centrifugato ed essiccato, destinato allo smaltimento o al recupero.

La produzione totale di fanghi di depurazione dell'impianto SMAT si aggira intorno a 90.000 t/y di fango tal quale (disidratato e con tenore di sostanza secca pari al 25%).

2.3.7 Deodorizzazione:

L'aria estratta dalla sezione di grigliatura della linea acque, dalle vasche coperte delle sezioni di trattamento della linea fanghi (preispessimento e filtropressatura), nonché da quelle di essiccamento (incondensabili), viene purificata mediante una fase di deodorizzazione.

Gli edifici in cui avviene il trattamento sono tre: uno a servizio della linea acque e due a servizio della linea fanghi.

Il gruppo deodorizzatore della linea fanghi funziona come quello a servizio della linea acque ma con una potenzialità doppia.

Tramite ventilatori l'aria è inviata in una torre orizzontale di lavaggio (scrubber) contenente materiale plastico di riempimento.

L'aria è sottoposta a lavaggio prima con soluzione acida (acido solforico) ed in seguito con un soluzione basica (idrossido di sodio), in aggiunta ad ipoclorito di sodio per ulteriore disinfezione finale.

L'aria depurata esce in atmosfera da camino, le acque di lavaggio sono riutilizzate più volte e poi rilanciate in testa all'impianto per essere depurate.

La portata massima complessiva di aria depurata è di circa 120.000 Nm³/h.

2.3.8 Parco fotovoltaico:

L'energia elettrica autoprodotta per combustione dal gruppo di cogenerazione copre circa il 50% del fabbisogno energetico dell'intero impianto.

Il contributo dell'energia solare rinnovabile riduce ulteriormente i prelievi di energia da rete esterna necessari per completare il fabbisogno energetico dell'impianto di depurazione.

La tecnologia applicata nel parco fotovoltaico consente la produzione di energia pulita, senza emissioni di rumore o sostanze inquinanti.

Le installazioni del parco sono compatibili con la struttura esistente anche dal punto di vista ambientale.

L'impianto fotovoltaico ha una potenza elettrica nominale di 997 kW, fornita da 4.242 pannelli in silicio policristallino aventi una superficie utile complessiva di oltre 7.000 m².

Il parco è inserito in un'area di 43.000 m² ed i suoi moduli sono disposti nella parte iniziale delle prime tre linee dei trattamenti secondari della linea acque.

Sei gruppi di 56 pannelli ognuno sono installati a terra su strutture orientabili ad inseguimento biassiale, per migliorare la produzione giornaliera.

29 inverter trasformano la corrente continua in corrente alternata a 380 V. Un trasformatore presente nella cabina di controllo eleva la tensione a 6 kV, rendendo l'energia prodotta compatibile per l'impiego a servizio dell'impianto di depurazione.

L'impianto fotovoltaico è operativo da maggio 2011, la produzione annua è di oltre 1.200.000 kWh.

Una delle strategie di SMAT per risolvere, in parte, la difficoltà di smaltimento dei fanghi di depurazione (problema spinoso soprattutto in questi ultimi anni, come già descritto nel cap.1) è quella di ridurre la produzione utilizzando le migliori tecnologie disponibili (BAT).

Ne sono esempio:

- il sistema di ozonolisi a Collegno;
- il sistema di idrolisi termica che precede la digestione anaerobica a Castiglione Torinese.

Fondamentale contributo per una gestione sempre attenta ed innovativa viene dal Centro Ricerche SMAT nato il 28 novembre del 2008.

3 I FANGHI di DEPURAZIONE delle ACQUE REFLUE URBANE.

E' sempre abbastanza difficile avere la conoscenza precisa delle caratteristiche qualitative dei fanghi di depurazione di acque reflue.

Essi non si presentano come un prodotto omogeneo, in quanto le loro proprietà chimiche e fisiche dipendono essenzialmente dalle caratteristiche delle acque di provenienza e dalle operazioni di trattamento a cui queste vengono sottoposte. Infatti, una delle conseguenze dei processi tecnologici realizzati è il trasferimento e la concentrazione nei fanghi delle sostanze inquinanti contenute inizialmente nelle acque reflue trattate.

La fase di sedimentazione primaria produce il minor quantitativo di fanghi, mentre un trattamento secondario biologico (con eventuale aggiunta di composti chimici) ne produce il massimo.

La minimizzazione delle quantità prodotte è una delle priorità da perseguire nello smaltimento dei fanghi, ma il raggiungimento di questo obiettivo non deve naturalmente compromettere la qualità finale degli effluenti liquidi.

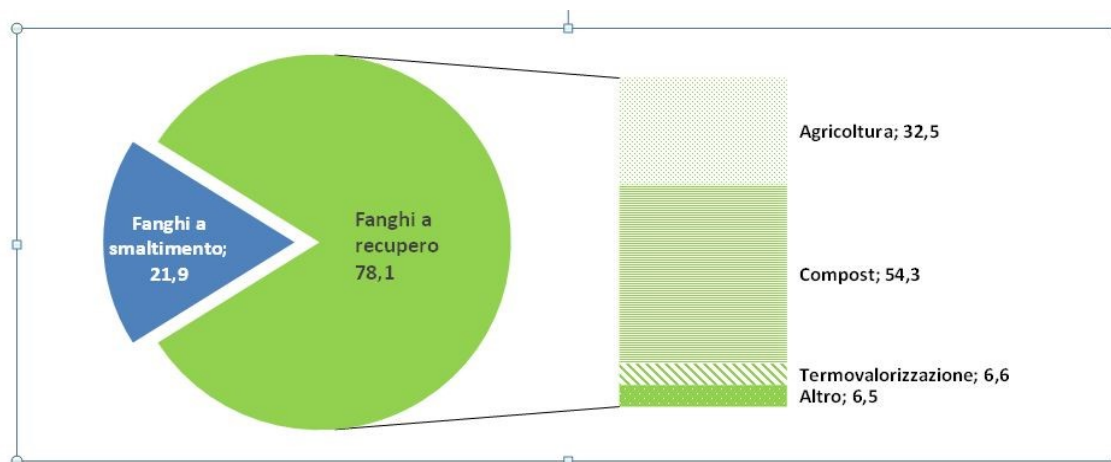
Il passo successivo, come già accennato, consiste nel riutilizzo/smaltimento dei fanghi, riconducibile essenzialmente a tre operazioni:

- *riciclaggio e/o riutilizzo* (in agricoltura, come integrativi e/o correttivi dei terreni, con l'apporto di sostanza organica, macro e micronutrienti);
- *trattamenti termici* (termovalorizzazione con recupero totale o parziale di energia);
- *smaltimento in discarica*.

Il trattamento più idoneo viene scelto in funzione di diversi fattori, e principalmente in base alle caratteristiche fisiche e chimiche dei fanghi (grado di umidità residua, contenuto di metalli pesanti e sostanze tossiche) ed alla disponibilità di siti ed impianti di smaltimento.

Nel caso dello smaltimento di fanghi derivanti dal trattamento di acque reflue industriali, la via della termodistruzione è stata finora quella maggiormente impiegata, in genere a causa della presenza nei fanghi di sostanze tossiche che ne impedivano l'impiego agricolo e ne limitavano l'immissione in discarica, ma anche per la convenienza economica, a lungo termine, di questo tipo di investimento.

Per quanto riguarda lo smaltimento dei fanghi di depurazione di acque reflue urbane la situazione in Italia nel 2017 si presentava così:



Fonte: ARERA – Relazione annuale sullo stato dei servizi. (Fig. 3.1)

3.1 PRINCIPALI ASPETTI di QUALITÀ dei FANGHI di DEPURAZIONE

I fanghi derivanti dagli impianti di depurazione sono in linea generale i materiali estratti durante il trattamento delle acque reflue, con l'esclusione dei rifiuti separati in ingresso all'impianto nelle fasi di grigliatura, dissabbiatura e disoleatura.

Purtroppo, però, questa definizione non è interessante dal punto di vista operativo, in quanto la composizione, le proprietà chimiche e fisiche, gli aspetti qualitativi in genere dei fanghi possono essere talmente differenti da caso a caso da rendere difficile la valutazione della loro attitudine per un'ulteriore utilizzazione (valorizzazione o eliminazione definitiva).

In linea generale si può operare una distinzione tra:

- a) *fanghi grezzi*, che vengono estratti durante le fasi di trattamento delle acque e non subiscono nessuna trasformazione successiva. Essi si suddividono in *fanghi primari* (derivanti dalla sedimentazione primaria), in *fanghi secondari o attivi* (derivanti dall'impianto di ossidazione biologica) ed in *fanghi chimici* (derivanti da un trattamento con aggiunta di sostanze chimiche);
- b) *fanghi trattati*, che si originano durante i trattamenti cui vengono sottoposti i fanghi grezzi (come ad esempio la stabilizzazione per aggiunta di composti chimici o mediante processi biologici, la disidratazione meccanica, l'essiccamento per evaporazione, il compostaggio).

Per uno studio della strategia di riutilizzo e/o smaltimento da adottare è necessario prendere in considerazione gli aspetti qualitativi del fango (putrescibilità, presenza di organismi patogeni, tenore di umidità, caratteristiche dei solidi presenti, potere calorifico, parametri di tipo chimico e chimico-fisico), ma soprattutto le sostanze potenzialmente nocive in esso contenute (metalli pesanti e microinquinanti organici).

E' opportuno precisare che molti dei procedimenti analitici adottati nello studio dei fanghi sono in linea generale identici a quelli utilizzati per le analisi sulle acque; la differenza principale tra le metodiche è rappresentata dal volume di campione considerato che, nel caso dei fanghi, non deve superare i 10 ÷ 20 ml, in modo da completare la filtrazione in tempi accettabili (20 min ÷ 1 ora), problema che può essere eventualmente superato adottando mezzi filtranti di porosità maggiore rispetto a quelli utilizzati comunemente per le analisi sulle acque.

Anche se sono possibili operazioni di trattamento dei fanghi grezzi (incenerimento, compostaggio, ecc.), le loro caratteristiche di putrescibilità e potenziale patogenicità consigliano di sottoporli preventivamente a "*stabilizzazione*", una operazione che serve a ridurre le cause di instabilità del fango e viene realizzata trasformando in gas tutte le sostanze putrescibili (gassificazione del carbonio), in modo che la manipolazione e lo smaltimento finale del fango avvengano senza arrecare fastidio o danno.

La stabilizzazione biologica avviene ad opera di microrganismi (anaerobici o aerobici) che eliminano le sostanze organiche instabili e putrescibili utilizzandole per la sintesi del proprio materiale cellulare (metabolismo) e/o trasformandole in prodotti gassosi; nel corso di queste operazioni si viene anche a creare un ambiente sfavorevole alla sopravvivenza dei più importanti organismi patogeni.

La differenza principale consiste nel fatto che la *digestione anaerobica* ha come conseguenza la produzione di un "gas biologico" costituito prevalentemente da metano (e che può essere utilizzato come combustibile), mentre nella *digestione aerobica* si ottengono solo prodotti gassosi semplici non più degradabili e per lo più inorganici (acqua ed anidride carbonica).

L'esame della *Tab.3.1* ci permette di riscontrare numerose differenze tra le caratteristiche di un fango digerito rispetto a quelle di un fango grezzo, in particolare per quanto riguarda:

- *solidi volatili* (cioè sostanze organiche putrescibili), che diminuiscono nei fanghi digeriti perché vengono trasformati in gas, acqua o prodotti inorganici;
- *solidi totali*, la cui concentrazione aumenta soprattutto per effetto dell'allontanamento dell'acqua di solvatazione, con conseguente riduzione del volume e della massa complessiva del fango digerito;
- *carbonio totale*, che diminuisce in conseguenza della gassificazione di una certa aliquota di carbonio con produzione di metano e/o anidride carbonica;
- *potere calorifico*, che è legato alla presenza di prodotti combustibili (nel fango rappresentati quasi esclusivamente dalla sostanza organica volatile) e che si riduce di circa la metà rispetto ad un fango grezzo;
- *disidratabilità*, che migliora rispetto ad un fango grezzo e risulta utile per la scelta del sistema di disidratazione eventualmente da adottare;
- *granulometria*, che risulta più uniforme di quella del fango grezzo;
- *stabilità del fango*, che migliora sensibilmente in virtù della riduzione quasi completa delle sostanze organiche biodegradabili; come parametri per valutare il grado di stabilità del fango si possono considerare il contenuto in *organismi patogeni* (che diminuiscono a causa della creazione di un ambiente sfavorevole alla loro sopravvivenza), la riduzione degli *indici di inquinamento fecale* e la quasi totale assenza di *odori molesti* (le sostanze putrescibili sono state trasformate in sostanze inerti nel corso della digestione).

Mediante la stabilizzazione chimica caso si realizzano condizioni sfavorevoli alla sopravvivenza degli agenti patogeni ed alla nascita di fenomeni di degradazione grazie all'aggiunta di particolari sostanze chimiche.

Nella maggior parte dei casi si usa la *calce*, introdotta sotto forma di calce viva in zolle o calce idrata, in quantità tali da portare l'ambiente a $\text{pH} = 11 \div 13$: in queste condizioni la vita dei microrganismi è inibita ed il fango non sviluppa cattivi odori, anche se il contenuto di sostanze biodegradabili rimane inalterato.

L'aggiunta di calce assicura la distruzione quasi totale di eventuali *organismi patogeni*, l'annullamento degli *indici di inquinamento fecale* ed il miglioramento delle caratteristiche di *disidratabilità*, ma contemporaneamente provoca un aumento considerevole della *quantità di fango* (a causa della formazione di sali di calcio poco solubili in acqua).

La stabilizzazione così ottenuta non è permanente, in quanto una eventuale riduzione del pH ristabilisce condizioni ambientali tali da rendere possibile la ricontaminazione del fango da parte di agenti patogeni e la ripresa dell'attività di microrganismi responsabili di processi putrefattivi (si ricordi che le sostanze biodegradabili non sono state distrutte, ma semplicemente inibite).

La stabilizzazione termica è un processo di tipo fisico che fa uso del calore come mezzo per distruggere i microrganismi presenti nel fango.

Esistono diversi sistemi di trattamento termico:

- la *pastorizzazione*, che consiste nel riscaldare il fango ad una temperatura e per un tempo tali da assicurare la distruzione degli organismi indesiderabili, con l'obiettivo primario di stabilizzare il fango;
- l'*essiccamento termico*, che realizza il duplice scopo di stabilizzare il fango e di ottenere un prodotto secco (si manifesta una notevole riduzione di volume e la variazione dello stato fisico del fango).

Caratteristiche di fanghi di origine urbana (valori medi)

	Primari grezzi	Primari digeriti	Biologici grezzi	Biologici digeriti	Misti grezzi (primari + biologici)	Misti digeriti (primari + biologici)
<i>Quantità (l/ab/giorno)</i>	0.9÷2.2	0.3÷0.5	0.2÷7.3	1.5÷2.0	0.1÷2.8	0.04÷1.0
<i>Solidi totali (%s.s.)</i>	3÷7	6÷11	1÷2		3÷6	3÷10
<i>Ceneri (%s.s.)</i>	20÷35	40÷65	28÷37		20÷50	45÷65
<i>Carbonio totale (C) (%s.s.)</i>	43÷60		30÷60	54*	35÷60	20÷35
<i>Solidi volatili (% sost.org.)</i>	59÷79	33÷60	62÷74		55÷77	43÷56
<i>Azoto (N)** (%s.s.)</i>	2÷4	1÷4	4÷9	1.5÷5	4÷5	2÷5
<i>Rapporto C/N (%s.s.)</i>	10÷30		4÷15	18*	9÷15	8÷14
<i>Fosforo (P₂O₅)*** (%s.s.)</i>	1÷3	1÷4	3÷6	1÷3.5	1÷3	1÷4
<i>Potassio (K₂O) (%s.s.)</i>	0÷0.09	0.1÷0.5	0.1÷0.9	0.2÷0.4	0.2÷0.6	0.1÷0.6
<i>PH</i>	5÷7	7÷8	6÷8		6.5÷7	6.5÷7.5
<i>PCI (kcal/kg s.s.)</i>	3700÷5000	1500÷3800	3600*		3500÷4000	

(Tab.3.1.)

* Valore riportato da un solo autore

** L'azoto organico costituisce in genere il 50-80% dell'azoto totale

*** Il fosforo organico costituisce in genere il 15-40% del fosforo totale

Le principali proprietà fisiche e chimiche dei fanghi sono quindi le seguenti:

3.1.1 Putrescibilità ed organismi patogeni.

I *fanghi grezzi primari* hanno colore grigio-bruno, sono altamente putrescibili e fonte di odori piuttosto sgradevoli (la concentrazione in solidi è circa del 3%).

Essi infatti contengono molte sostanze inorganiche inerti (sabbia, carbonati, ossidi metallici) ed organiche non facilmente degradabili (semi, fibre, gomme), ma anche sostanze organiche biologicamente instabili e quindi potenzialmente attaccabili da microrganismi anaerobi, con formazione di composti gassosi maleodoranti (metano, mercaptani, acido solfidrico, ammoniaca).

I *fanghi attivi*, invece, sono molto più diluiti (la concentrazione in solidi è pari circa allo 0,5÷1%) ed hanno sostanzialmente colore bruno o giallo-bruno: essi presentano consistenza fioccosa e sono costituiti in larga parte da microrganismi e residui cellulari ancora attivi biologicamente, per cui anch'essi possono essere soggetti a fenomeni putrefattivi.

Tutti i fanghi grezzi di origine urbana contengono sia microrganismi non patogeni di derivazione fecale (coliformi fecali, streptococchi), che sono molto resistenti e possono essere assunti come misura del grado di inquinamento del fango, sia microrganismi patogeni (virus,

batteri, protozoi), i quali possono costituire una notevole fonte di pericolo per l'uomo e per l'ambiente in genere.

Anche se sono possibili operazioni di trattamento dei fanghi grezzi (incenerimento, compostaggio, ecc.), le loro caratteristiche di putrescibilità e potenziale patogenicità consigliano di sottoporli preventivamente a “*stabilizzazione*”, una operazione che serve a ridurre le cause di instabilità del fango e viene realizzata trasformando in gas tutte le sostanze putrescibili (gassificazione del carbonio), in modo che la manipolazione e lo smaltimento finale del fango avvengano senza arrecare fastidio o danno.

3.1.2 *Umidità e caratteristiche dei solidi.*

Sia i fanghi grezzi sia quelli digeriti contengono una elevata percentuale di acqua: è perciò conveniente la realizzazione di trattamenti che abbiano lo scopo di allontanare l'umidità dai fanghi, con conseguente notevole riduzione dei costi e della complessità delle successive operazioni di lavorazione e smaltimento alle quali il fango verrà sottoposto.

La rimozione dell'acqua corrisponde infatti ad una riduzione di volume o di peso del fango e la conseguenza principale si vede nell'aumento della concentrazione in solidi, in base alle relazioni:

$$C_2 = C_1 \cdot V_1 / V_2 \quad \text{oppure} \quad C_2 = C_1 \cdot P_1 / P_2$$

in cui: C_1, C_2 = concentrazione iniziale e finale in solidi
 V_1, V_2 = volume iniziale e finale del fango
 P_1, P_2 = peso iniziale e finale del fango.

Nel fango possiamo distinguere:

a. i *solidi totali* ovvero le sostanze solide organiche ed inorganiche che costituiscono il residuo solido (*sostanza secca* o *SST*) dopo l'allontanamento dell'acqua per essiccamento in stufa a 105°C.

La determinazione viene effettuata pesando esattamente un'aliquota di fango (circa 10 g.) in una capsula di porcellana tarata; il campione viene quindi posto per circa un'ora in stufa termostata a 105°C, raffreddato dapprima in essiccatore e poi a temperatura ambiente ed infine nuovamente pesato. La quantità di *solidi totali* presenti nel campione, espressa come % in peso di solidi nel fango *umido*, è data da:

$$\text{S.S.T. \%} = \frac{\text{peso residuo secco}}{\text{peso campione iniziale}} \cdot 100$$

Contemporaneamente si può definire l'*umidità percentuale* del medesimo campione come:

$$U \% = \frac{\text{peso campione iniziale} - \text{peso residuo secco}}{\text{peso campione iniziale}} \cdot 100$$

Una frazione dei solidi totali è rappresentata dai *solidi volatili (SSV)*, i quali vengono individuati incenerendo il residuo secco ottenuto dalla determinazione dei solidi totali, mediante calcinazione in muffola a 600-700°C, per un periodo di tempo adeguato a permettere la volatilizzazione della sostanza organica (non meno di 30 minuti); il campione, dopo raffreddamento dapprima in essiccatore e poi a temperatura ambiente, viene nuovamente pesato. La differenza tra i

valori ottenuti a 105°C e 700°C, ovvero la *perdita per calcinazione*, fornisce proprio il tenore dei solidi volatili, espresso come % in peso sul secco in base alla relazione:

$$\text{S.S.V. \%} = \frac{\text{peso residuo secco} - \text{peso campione calcinato}}{\text{peso residuo secco}} \cdot 100$$

Questo parametro viene spesso utilizzato per valutare la quantità di sostanza organica presente nel fango (anche se è possibile che durante la calcinazione si siano volatilizzati sia l'ossido di zinco sia altre sostanze inorganiche); contemporaneamente si può esprimere il tenore di ceneri, sempre come % in peso sul secco, come:

$$\text{Ceneri \%} = \frac{\text{peso campione calcinato}}{\text{peso residuo secco}} \cdot 100$$

Quantitativamente si ha: SST (solidi totali) = SSV + ceneri

b. i *solidi filtrabili* ovvero le particelle a granulometria molto piccola che non vengono trattenute da un filtro e rimangono disciolte o disperse colloidalmente nella fase acquosa del fango;

c. i *solidi sospesi* ovvero le particelle di dimensioni maggiori che, restando sospese nella fase liquida, sono causa di torbidità del fango.

In questo caso sono determinanti le caratteristiche di sedimentabilità del fango: infatti le particelle a granulometria molto grande, dopo un adeguato tempo di permanenza, possono depositarsi per effetto della gravità sul fondo di apposite vasche di sedimentazione (si parla di *solidi sospesi sedimentabili*), separando così una fase liquida acquosa ed un fango "ispessito", con un maggior contenuto in solidi rispetto a quello di alimentazione (questa operazione non è realizzabile nel caso dei fanghi attivi, che sedimentano assai male, essendo leggeri e fioccosi).

Quantitativamente è valida la seguente relazione:

$$\text{SST (solidi totali)} = \text{solidi sospesi (sedimentabili e non)} + \text{solidi filtrabili}$$

Grandezze direttamente legate al tenore di umidità ed alle caratteristiche dei solidi nei fanghi sono la sedimentabilità e la disidratabilità degli stessi.

3.1.3 Sedimentabilità di un fango.

La sedimentabilità è la capacità del fango di separare i solidi sospesi sedimentabili durante un'operazione di sedimentazione.

Una misura di questa attitudine del fango è l'*indice di volume del fango* (SVI) ovvero il volume in ml. occupato da 1 l. di campione contenente 1 g. di solidi sospesi in un cilindro graduato da 1.000 ml, dopo un periodo di sedimentazione di 30 minuti (talvolta può anche essere utile avere a disposizione la curva di sedimentazione del fango in funzione del tempo, costruita registrando ad intervalli di tempo regolari l'altezza dell'interfaccia tra sospensione e surnatante).

Il procedimento analitico prevede una misura di sedimentabilità ed una di solidi sospesi totali, che permettono di definire:

$$\text{SVI} = \frac{\text{volume di fanghi sedimentati (ml/l)}}{\text{solidi sospesi nel campione iniziale (g/l)}}$$

Quanto minore è il valore di SVI tanto migliori sono le caratteristiche di sedimentabilità del fango: ad esempio l'operazione di ispessimento per gravità è realizzabile in modo ottimale quando l'indice di volume del fango è basso (< 100).

L'*ispessimento* è il processo che provoca l'allontanamento dell'acqua interparticellare contenuta nel fango ovvero l'acqua che troviamo libera tra le particelle solide. La conseguenza principale è l'aumento della concentrazione in solidi: il fango ispessito ha però ancora le caratteristiche di un liquido, poiché il contenuto in sostanza secca raggiunge al massimo il 10÷12%.

L'obiettivo principale che ci si pone realizzando l'ispessimento è quello di ridurre il volume ed il peso del fango, per rendere minori i costi delle successive operazioni alle quali esso verrà sottoposto.

3.1.4 Disidratabilità di un fango.

La disidratabilità è invece la capacità del fango di cedere sia l'acqua di adesione (legata superficialmente alle particelle solide per adesione o capillarità) sia l'acqua particellare (legata chimicamente all'interno delle particelle solide).

La disidratabilità è quindi il parametro preso in considerazione per il dimensionamento e la scelta del sistema ottimale da adottare per realizzare la disidratazione del fango.

L'operazione di *disidratazione* permette di allontanare l'acqua dal fango fino a raggiungere tenori di secco superiori al 20 ÷ 25%. Il fango finale ha subito una notevole riduzione di volume ed è facilmente stoccabile e trasportabile.

Si possono distinguere:

- la *disidratazione naturale*, che avviene su letti di essiccamento e consente di eliminare solo l'acqua di adesione, fino ad un tenore di secco del 25 ÷ 35%;
- la *disidratazione meccanica*, che avviene grazie a mezzi meccanici ed allontana anche l'acqua particellare, portando il fango ad un grado di disidratazione maggiore (nelle filtropresse, il mezzo meccanico più efficace per la disidratazione, si raggiunge un tenore di secco del 40 ÷ 50%).

La disidratazione, in particolare quella meccanica, si dimostra più agevole realizzando preventivamente sul fango l'operazione di *condizionamento*, che ha lo scopo di eliminare la carica superficiale (generalmente di segno negativo) presente sulle particelle colloidali. Questa carica, infatti, impedisce alle particelle di aggregarsi, oltre a favorire l'adsorbimento di una certa quantità di acqua che, essendo legata abbastanza tenacemente, risulta allontanabile con difficoltà.

In genere per aumentare la filtrabilità del fango si usa il *condizionamento chimico*, che avviene per aggiunta di sostanze di natura inorganica (solfato di alluminio o ferroso, cloruro ferrico, calce idrata, clorosolfato ferrico, ecc.) oppure di natura organica (polielettroliti cationici ed anionici).

La scelta ed il dosaggio del condizionante adatto dipendono dalla natura del fango, dal sistema di disidratazione usato e dal tipo di smaltimento previsto.

Ad esempio, quando è previsto l'incenerimento del fango è consigliato l'uso di condizionanti organici (anche se sono piuttosto costosi), in quanto anch'essi partecipano alla combustione, senza però aumentare in maniera considerevole il quantitativo di ceneri residue. Viceversa, quando il destino finale dei fanghi è lo smaltimento in discarica conviene utilizzare i condizionanti inorganici, che presentano costi minori, pur provocando un aumento della massa dei fanghi.

3.2 POTERE CALORIFICO.

I fanghi possono essere eventualmente utilizzati come combustibile ed il loro contributo energetico deriva dalla frazione di *solidi volatili* che essi contengono.

Il potere calorifico è un parametro molto importante ai fini della valutazione della possibilità di realizzare un processo di termovalorizzazione.

La prima caratterizzazione energetica condotta in modo metodico, che prese in considerazione fanghi provenienti da diversi punti della linea dell'impianto di Castiglione Torinese, fu eseguita nel 1998 come parte sperimentale di questa tesi. La sperimentazione fu portata a termine mentre la stesura dell'elaborato fu abbandonata.

Di seguito viene esposta una descrizione dettagliata della metodologia utilizzata, nel prossimo capitolo verranno presentati i risultati ottenuti.

Per definizione, il potere calorifico di una sostanza solida è la quantità di calore generata dalla completa combustione dell'unità di massa della sostanza stessa e si misura normalmente in kcal/kg; è necessario operare in condizioni standard, cioè:

- a. *pressione iniziale di ossigeno da 2.000 a 4.000 kPa;*
- b. *temperatura iniziale e finale tra 20°C e 35°C;*
- c. *prodotti di reazione: solidi sotto forma di ceneri; acqua allo stato liquido o di vapore; anidride carbonica, ossidi di zolfo e azoto allo stato gassoso considerando una combustione non completa. (In una combustione completa tutto il carbonio si trasforma in CO₂, tutto l'idrogeno in H₂O, tutto lo zolfo in SO₂ e tutto l'azoto in azoto elementare N₂).*

Se il materiale contiene idrogeno si produce acqua che, a seconda del suo stato fisico (liquido o gassoso), fornisce un diverso apporto di calorie al bilancio della combustione, motivo per cui occorre distinguere rispettivamente tra *potere calorifico superiore* (PCS), quando tutta l'acqua presente al termine della combustione si trova allo stato liquido e *potere calorifico inferiore* (PCI) quando l'acqua si trova allo stato vapore. La differenza tra i due poteri calorifici corrisponde, quindi, al calore di vaporizzazione dell'acqua totale, vale a dire la somma di quella generatasi durante la combustione e quella eventualmente già presente nel combustibile di partenza.

Normalmente nelle combustioni industriali i fumi vengono dispersi ad una temperatura tale per cui l'acqua è ancora gassosa, quindi il valore pratico di un combustibile, anche in vista di una sua valutazione commerciale, è rappresentato effettivamente dal suo potere calorifico inferiore.

La procedura per la determinazione del potere calorifico dei fanghi segue essenzialmente le indicazioni fornite dal metodo ASTM D 240, ratificato nel 2002. Il metodo è specifico per la valutazione del potere calorifico di idrocarburi liquidi, ma è perfettamente adattabile a tutti i combustibili liquidi e solidi. Esiste un metodo specifico per la determinazione del potere calorifico dei fanghi: il metodo UNI 15170:2009 (che recepisce la norma europea EN 15170 del 2008).

Il metodo prevede l'impiego di un equipaggiamento strumentale come la bomba di Mahler e fornisce tutte le indicazioni necessarie per la calibrazione dell'apparecchiatura e le formule per i calcoli. Sono indicate, inoltre, tutte le correzioni da adottare per minimizzare gli errori di misura della temperatura, tenendo conto del grado di precisione del termometro, e per eliminare le interferenze nella determinazione dovute a calori di reazione e di combustione indipendenti dal potere calorifico del campione. In ultimo il metodo espone le precauzioni da adoperare in termini di sicurezza.

Determinazione del potere calorifico di un fango.

Come già anticipato, il potere calorifico di un fango dipende dal contenuto in *sostanza organica*; il PCS del residuo secco si determina generalmente mediante un calorimetro, mentre il PCI è calcolato per sottrazione dal precedente del calore latente di evaporazione dell'acqua di combustione.

In genere viene utilizzato il metodo di Berthelot-Mahler, che si basa sulla misura dell'innalzamento di temperatura di una quantità nota di acqua a seguito dell'assorbimento del calore sviluppatosi durante la combustione di una determinata quantità di sostanza.

Si ricorre alle seguenti apparecchiature:

Bomba calorimetrica (Fig.3.1), che è un recipiente in acciaio inossidabile della capacità di 300 ml circa, in grado di resistere ad una pressione pari ad almeno 5.000 kPa, nel quale si fa avvenire la combustione in eccesso di ossigeno.

La bomba calorimetrica è dotata di un coperchio a vite con guarnizione (per assicurare una perfetta tenuta). Il coperchio porta due elettrodi: uno è isolato ed alla sua estremità vi è un piccolo anello in cui viene inserito il crogiolo portacampione in quarzo o platino (resistenti alle alte temperature raggiunte), mentre l'altro fa massa con il coperchio ed è cavo internamente per l'immissione dell'ossigeno; il coperchio è poi attraversato da un condotto di scarico con valvola per la fuoriuscita dei gas combusti.

Ai due elettrodi viene collegata una spirale di innesco, costituita da un sottile filo di ferro inglobato nel campione, che serve per innescare la combustione quando viene riscaldata dal passaggio di corrente.

Vaso calorimetrico, destinato a contenere l'acqua per la determinazione ed in cui viene immersa la bomba; un agitatore immerso nell'acqua deve assicurare l'uniformità della temperatura.

Vaso esterno, che è un cilindro a doppia parete, con intercapedine riempita con acqua a temperatura ambiente (per ridurre gli scambi termici con l'esterno).

Termometri ad alta precisione, differenziati per estate ed inverno, con la possibilità di valutare il centesimo di grado e scala di escursione minima.

Bombola di O₂ puro, con manometro, riduttore di pressione e tubi di raccordo.

Pressa (Fig.3.2), in acciaio inossidabile, che viene utilizzata per la preparazione di pastiglie inglobanti la spirale di innesco.

Preliminarmente bisogna determinare il *fattore di correzione del calorimetro*, anche definito *equivalente in acqua*: il calore sviluppato durante la combustione viene infatti assorbito in parte dall'acqua ed in parte dal calorimetro stesso (bomba, agitatore, termometro e parte interna del vaso calorimetrico) e quindi il fattore del calorimetro rappresenta la quantità di acqua la cui capacità termica è pari a quella del calorimetro e di tutte le sue parti a contatto con il fluido scambiante. Esso viene determinato come valore medio di una serie di almeno 10 prove condotte in un numero limitato di giorni, utilizzando sostanze a potere calorifico noto (acido benzoico, naftalene).

Il procedimento per la determinazione dell'equivalente in acqua è analogo a quello eseguito sui campioni da esaminare, ad eccezione soltanto del primo punto:

1. Essiccare il campione di fango in stufa a 105°C, macinarlo, ridurlo in polvere e passarlo al setaccio (60 mesh circa).
2. Pesare circa 1 grammo della sostanza; per la taratura del sistema e la determinazione dell'equivalente in acqua, la quantità di sostanza a potere calorifico noto dovrà essere sufficiente a provocare un innalzamento della temperatura di circa 2°C (per l'acido benzoico 1g, per il naftalene 0,5 g).
3. Preparare una pastiglia, inglobando nella stessa la spirale, così come rappresentato in *Fig.2.2* (avere l'accortezza di usare sempre spirali fatte con filo di ferro di uguale sezione e lunghezza).
4. Pesare la pastiglia (P₁) e porla nel crogiolo, collegando gli estremi del filo di ferro ai due elettrodi (*Fig.3.1*).
5. Chiudere il coperchio della bomba ed immettere nella stessa, a condotto di scarico aperto, ossigeno puro per eliminare l'aria presente; chiudere il tappo di scarico e proseguire l'erogazione di ossigeno fino ad raggiungere nella bomba una pressione pari a 2.500 kPa.
6. Introdurre nel vaso calorimetrico una quantità pesata di acqua distillata (P₂) inferiore a quella necessaria a ricoprire la bomba; la temperatura dovrà essere inferiore a quella ambiente della metà, circa, del salto termico globale (indicativamente 0.5 ÷ 1°C).
Immergere la bomba nel vaso calorimetrico aggiungendo un altro quantitativo noto di acqua (P₃) fino a ricoprire la bomba, ma lasciando scoperti gli elettrodi; infine collegare elettricamente la bomba.
7. Chiudere il coperchio del calorimetro, inserire il termometro in modo che il bulbo sia completamente immerso in acqua ed avviare l'agitatore.
8. Effettuare le rilevazioni preliminari di temperatura ad intervalli costanti di 30 secondi; quando le variazioni sono costanti per almeno 5 minuti, innescare l'accensione. La prova è stata correttamente eseguita se si ha l'innescò della combustione ovvero se si verifica un rapido innalzamento della temperatura. Nel periodo di variazione rapida della temperatura, rilevare i valori ogni 15 secondi; quando si avranno variazioni nuovamente costanti, proseguire con letture ogni 30 secondi per ulteriori 5 minuti. Dopo l'innescò, la temperatura segnata dal termometro immerso comincia ad aumentare, dapprima velocemente e poi sempre più lentamente fino ad un valore di temperatura massima, o temperatura finale della misura. Il tempo necessario per raggiungere la massima temperatura è di circa 10 minuti, trascorso il quale si registra una lenta diminuzione che segnala il ritorno del sistema all'equilibrio.
9. La determinazione è conclusa: l'acquisizione delle temperature iniziale e finale del processo costituisce la fase sostanziale dell'esperienza; la differenza di temperatura, adeguatamente corretta come indicato nel punto 10, permette il calcolo del potere calorifico superiore del combustibile. La bomba è estratta dal vaso calorimetrico e deve essere aperta per verificare la completa combustione del campione e poterla preparare per una nuova determinazione. La valvola di scarico dei gas combusti è aperta gradualmente e adottando le cautele dettate dalle norme di sicurezza, sotto cappa di aspirazione; una volta conclusa la fase di depressurizzazione si può svitare il coperchio della bomba. L'interno non dovrebbe contenere porzioni di campione incombusto ma eventualmente solo piccoli residui di ceneri. L'acqua di costituzione e quella prodotta dalle reazioni di ossidazione è condensata ed è evidente sotto forma di goccioline

aderenti alle pareti del recipiente. Adeguatamente ripulita la bomba e ripristinati i livelli e le temperature di equilibrio del vaso calorimetrico, si può procedere alla successiva determinazione.

10. Riportare in un grafico in funzione del tempo i valori di temperatura rilevati nel corso della determinazione (Fig.3.3).

Calcolare il ΔT corretto nel seguente modo:

- individuare sul grafico i due punti che caratterizzano l'inizio e la fine della combustione, corrispondenti al momento in cui viene innescata la combustione ed alla prima temperatura massima rilevata;
- dividere in tre parti uguali l'intervallo di tempo compreso tra i due punti suddetti e tracciare al primo terzo una parallela all'asse delle ordinate;
- prolungare i due tratti di retta precedenti e susseguenti il salto termico fino ad intersecare tale parallela; in corrispondenza dei due punti di intersezione si otterranno i valori di temperatura minima e massima che individuano il ΔT corretto.

Partendo dall'ipotesi che il sistema calorimetrico sia perfettamente adiabatico, e quindi che non si verifichino scambi termici con l'ambiente esterno, il ΔT corretto è direttamente proporzionale alla quantità di calore che si è sviluppato durante le reazioni di ossidazione e permette il calcolo del potere calorifico, che come già abbiamo sottolineato, viste le temperature a cui si opera, è quello superiore (PCS in kcal/kg). Si utilizza la seguente espressione:

$$PCS = \frac{\Delta T \times (P_2 + P_3 + a) \times c}{P_1}$$

in cui:

ΔT = innalzamento termico corretto [K o °C]

$P_2 + P_3$ = peso di acqua nel vaso calorimetrico [kg]. *Quantità controllata, definita e costante durante tutte le applicazioni dello strumento di misura.*

a = equivalente in acqua del calorimetro [kg]

P_1 = peso della pastiglia [kg]

c = calore specifico dell'acqua [kcal/kgK]. *Partendo da temperature di inizio determinazione pressoché costanti (temperatura ambiente), ed essendo le variazioni subite dal sistema di piccola entità, si è supposto di commettere un errore trascurabile ritenendo il calore specifico dell'acqua costante e pari a 1 kcal/kgK.*

La formula sopra riportata è in realtà semplificata: essa andrebbe corretta tenendo conto che una parte di zolfo potrebbe reagire con l'ossigeno sotto pressione, ossidandosi a SO_3 e questa, con l'acqua, formando acido solforico; l'azoto passare a NO , NO_2 e quindi ad acido nitrico. Inoltre la spirulina metallica brucia anch'essa con rilascio di calore; per mantenere l'errore, seppur trascurabile, sempre costante la lunghezza del filo metallico è uguale per ogni determinazione.

Sono state valutate le variazioni delle determinazioni considerando i calori di formazione dell'acido nitrico e solforico nei quantitativi approssimativi contenuti nel campione sottoposto a prova e si è valutato del tutto trascurabile la loro considerazione: per valori di potere calorifico dell'ordine di grandezza qui ottenuti, le correzioni spostano i risultati di alcuni decimi di kcal/kg.

La determinazione del fattore di correzione del calorimetro "a" si effettua con la stessa formula, essendo certificato il potere calorifico della sostanza utilizzata (acido benzoico, C_6H_5COOH).

Le prove su campioni di acido benzoico sono state condotte in multiplo e in un arco temporale ristretto di alcuni giorni, in accordo con le indicazioni del metodo di prova. L'esperienza con acido benzoico è stata condotta in sei prove, ritenendo questo numero più che sufficiente per il raggiungimento di risultati significativi; i dati ottenuti sono, infatti, fra loro confrontabili, e lo scarto massimo tra i dati acquisiti è risultato pari al 5%.

Le ΔT misurate sono state tutte di poco superiori ai 2°C. il campione è stato pesato su una bilancia elettronica a cinque cifre decimali, accontentandosi di una precisione alla terza cifra decimale.

Il valore corretto del potere calorifico viene ottenuto dalla media di almeno tre determinazioni tali che il relativo coefficiente di variazione sia inferiore al 5%.

Condizione importante per una buona riuscita ed attendibilità della determinazione è di operare in un ambiente a temperatura uniforme e che la bomba ed il vaso calorimetrico non siano esposti direttamente o indirettamente alla luce solare o a fonti di calore.

Prima di procedere e ogni volta che si riutilizza la bomba di Mahler occorre eseguire alcune operazioni di controllo per la messa a punto dell'apparecchiatura. La bomba deve essere perfettamente pulita all'interno e non contenere residui di alcun genere: ceneri, resti di spirulina saldati agli elettrodi o gocce d'acqua.

Il vaso calorimetrico deve contenere sempre la stessa quantità di acqua (come già precisato al punto 6): occorre quindi assicurarsi che il livello sia raggiunto con precisione ogni volta che si vuole procedere ad una determinazione.

Il mantello deve essere riempito di acqua: questo serve ad isolare la parte interna del calorimetro dall'ambiente esterno. La temperatura dell'acqua contenuta nel mantello deve essere controllata e non deve essere superiore ad 1°C rispetto a quella dell'acqua interna; eventualmente occorre attendere alcune ore affinché le temperature si stabilizzino. L'equilibrio termico tra mantello e vaso serve a minimizzare le perdite di calore durante le misure.

Considerando approssimativamente pari a 600 kcal il calore latente di evaporazione, in condizioni normali, di 1 kg di vapor d'acqua, il PCI risulta più basso di quello superiore in maniera proporzionale alla quantità di acqua proveniente dalla combustione o legata in qualche modo al combustibile (il fango), secondo la relazione:

$$PCI = PCS - 600 \cdot (U + 9H)$$

in cui:

U = % in peso, riferita all'unità, di acqua (umidità) del fango

H = % in peso, riferita all'unità, di idrogeno

Il risultato della prova fornisce il PCI del fango secco (PCI_s) poiché l'elevato contenuto di acqua presente nei fanghi non avrebbe permesso di innescare la combustione e quindi di portare a termine la sperimentazione. Il valore del PCI del fango tal quale (PCI_u) si ricava dalla seguente relazione:

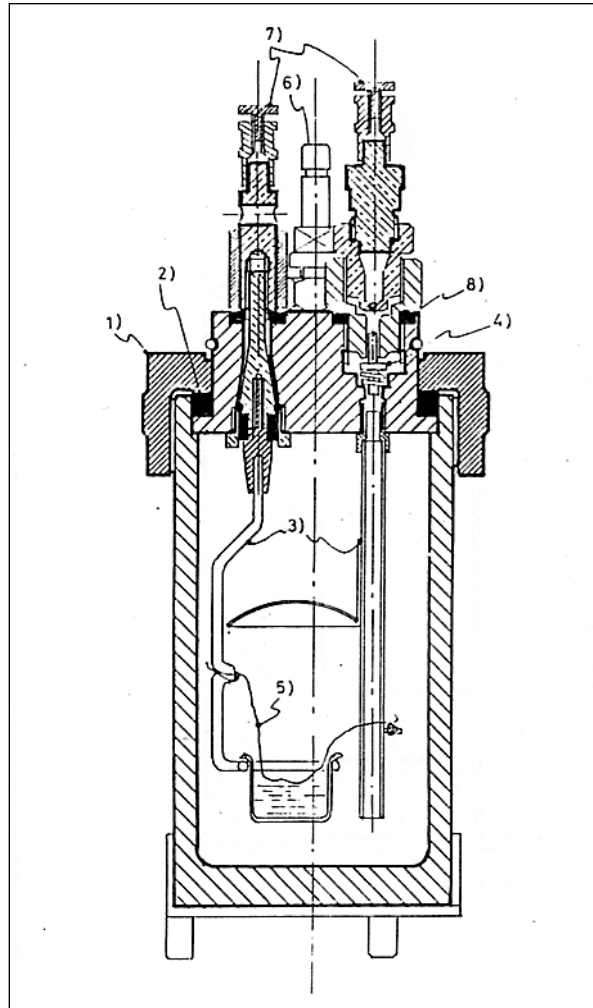
$$PCI_u = PCI_s \cdot (1 - U)$$

Il PCI di un combustibile solido può essere approssimativamente valutato anche attraverso la formula empirica di Dulong, previa la conoscenza della sua composizione percentuale unitaria in C, H, S e O:

$$\text{PCI} = 8100 \cdot C + 28700 \cdot (H - O/8) + 2210 \cdot S - 600 \cdot U$$

dove $O/8$ corrisponde alla quantità di idrogeno che si combina con l'ossigeno nel combustibile e non interviene più nella combustione successiva, mentre i coefficienti numerici rappresentano i poteri calorifici dei vari elementi; il termine da detrarre si riferisce al calore di evaporazione dell'umidità.

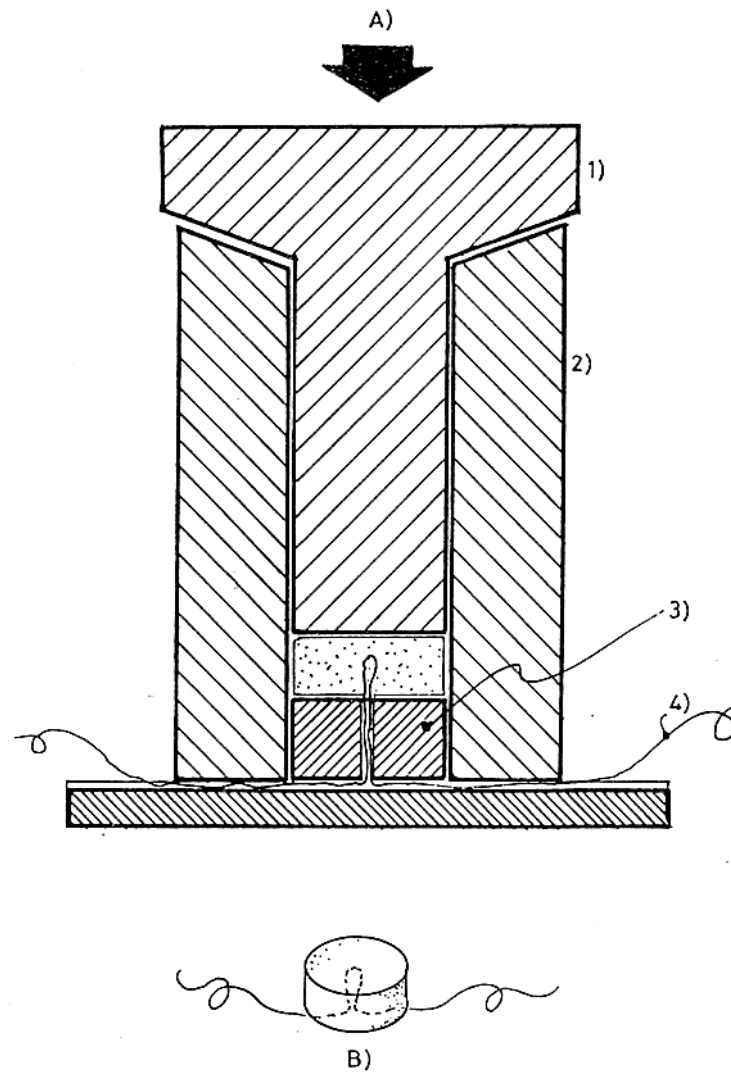
Fig.3.1 – Schema della bomba calorimetrica di Mahler



- 1 – Coperchio a vite; 2 – Guarnizione; 3 – Elettrodi;
- 4 – Valvole contenute automatiche;
- 5 – Filo di ferro annegato nel campione;
- 6 – Tappo del condotto di scarico dei gas di combustione;
- 7 – Morsetti; 8 – Guarnizioni in rame.

Schema della bomba calorimetrica di Mahler.(Fig.3.1)

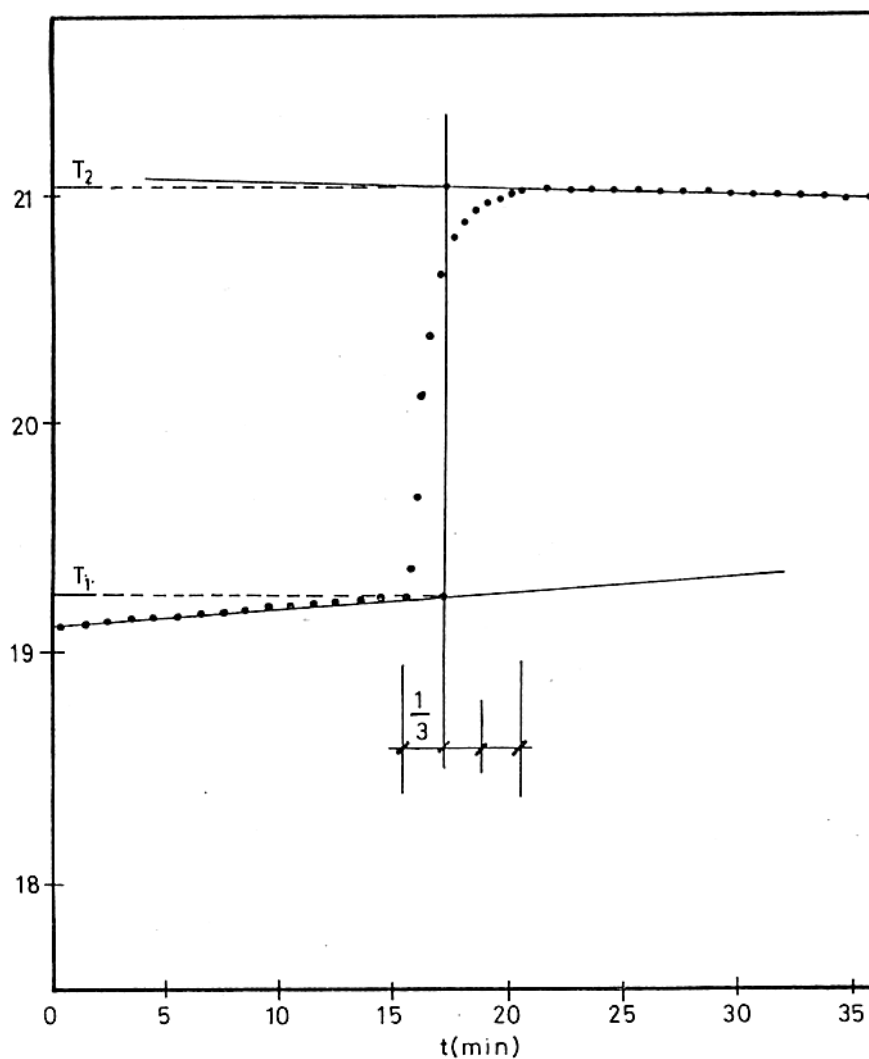
Fig. 3.2 – Pressa per la preparazione di pastiglie (sezione).



- A) PRESSA (1 – Punzone; 2 – Cilindro; 3 – Nottolino; 4 – Filo di ferro)
B) PASTIGLIA CON FILO DI FERRO INGLOBATO.

Pressa per la preparazione di pastiglie (sezione). (Fig.3.2)

***Fig. 3.3 – Andamento delle temperature in funzione del tempo.
Valutazione del ΔT corretto.***



*Andamento delle temperature in funzione del tempo.
Valutazione del ΔT corretto.(Fig.3.3)*

3.3 CARATTERISTICHE CHIMICHE e CHIMICO-FISICHE.

Gli aspetti chimici e chimico-fisici (pH, conducibilità, contenuto di metalli pesanti, di metalli alcalini ed alcalino-terrosi, di sostanze azotate e fosforate etc..) sono oggetto del prossimo capitolo nel quale verranno esposti anche i dati sperimentali riguardanti potere calorifico e cloruri.

4 CARATTERIZZAZIONE CHIMICA ed ENERGETICA dei FANGHI PROVENIENTI dall'IMPIANTO SMAT di CASTIGLIONE TORINESE

4.1 PARAMETRI di FUNZIONAMENTO dell'IMPIANTO SMAT

INQUINAMENTO ANNUO SOTTRATTO

<i>Portata trattata</i>	215.000.000	m ³ /y
<i>Grigliato estratto</i>	1.200.000	kg/y
<i>Sabbie aspirate</i>	3.000.000	kg/y
<i>Solidi sospesi rimossi</i>	35.000.000	kg/y
<i>Inquinamento organico eliminato (BOD5)</i>	40.000.000	kg/y
<i>Detersivi eliminati</i>	7.00.000	kg/y
<i>Azoto totale abbattuto</i>	4.500.000	kg/y
<i>Fosfato totale abbattuto</i>	700.000	kg/y
<i>Metalli pesanti eliminati</i>	30.000	kg/y
<i>Fanghi totali (s.s.)</i>	30.000.000	kg/y
<i>Fanghi essiccati (90 % s.s.)</i>	11.000	t/y
PORTATA MEDIA TRATTATA		
<i>Portata media giornaliera</i>	600.000	m ³ /d
<i>Portata media oraria</i>	25.000	m ³ /h
<i>Portata oraria diurna</i>	32.000	m ³ /h

Fonte: Gruppo SMAT(Tab.4.1)

PARAMETRI DELLE ACQUE REFLUE

	<i>Ingresso (mg/L)</i>	<i>Uscita (mg/L)</i>
<i>SST medio</i>	200	8
<i>SST massimo</i>	500	30
<i>BOD₅ medio</i>	220	5
<i>BOD₅ massimo</i>	500	25
<i>COD medio</i>	380	30
<i>COD massimo</i>	700	80
<i>NH₄ medio</i>	25	2
<i>NH₄ massimo</i>	40	10
<i>N_{tot} medio</i>	31	8,4
<i>N_{tot} massimo</i>	45	14
<i>P_{tot} medio</i>	4,0	0,7
<i>P_{tot} massimo</i>	6,5	2,0

Fonte: Gruppo SMAT(Tab.4.2)

4.2 COMPOSIZIONE QUALITATIVA dei FANGHI dell'IMPIANTO SMAT

Il laboratorio della divisione fognatura e depurazione, operante nell'impianto centralizzato SMAT, provvede alle analisi chimiche e biologiche su campioni significativi provenienti da otto stazioni di campionamento dislocate nelle diverse sezioni dell'impianto; tra queste alcune prelevano campioni dalla linea fanghi.

Sui fanghi si eseguono analisi chimiche di controllo per stabilire la composizione elementare e controllare la presenza di microinquinanti quali metalli pesanti; è inoltre definita la percentuale di frazione organica e di sostanza secca totale. Sui fanghi di tipo filtropressato e centrifugato sono condotte anche analisi microbiologiche.

Composizione chimica/biologica dei fanghi

		Centrifugato	Filtropressato	Essiccato
<i>Sostanza secca (SST)</i>	%	29	41	90
<i>Sostanza organica (SSV)</i>	% s.s.	56	21	56
<i>SSV/SST</i>				62
<i>Carbonio totale (TC)</i>	% s.s.	31	16	32
<i>Carbonio organico totale (TOC)</i>	% s.s.	27	12	30
<i>Idrogeno elementare</i>	% s.s.	4	3	5
<i>Azoto totale</i>	% s.s.	4	2	4
<i>Zolfo elementare</i>	% s.s.	1	1	1
<i>Fosforo totale</i>	% s.s.	2	1	2
<i>pH</i>		8,3	12	8,6
<i>Cloro totale</i>	mg/kg		17.200	1200
<i>Cloruri^(*)</i>	mg/kg s.s.		2.000	
<i>Solfati</i>	mg/kg s.s.		520	
<i>Fenoli</i>	mg/kg s.s.		0,2	
<i>Salinità</i>	meq./100g		30	
<i>Tensioattivi anionici</i>	mg/kg s.s.		26	
<i>Grado di umificazione</i>	%	69,7	78,4	75
<i>Ceneri</i>	% rif. secco		26	36
<i>Salmonella (spp)</i>	pres./g			assente

Composizione media(Tab.4.3)

Fonte: laboratorio di analisi del Gruppo SMAT – Divisione fognatura e depurazione.

() Determinazione effettuata da laboratorio esterno.*

Composizione chimica del fango (mg/kg s.s.)

	Centrifugato	Filtropressato	Essiccato
<i>Alluminio</i>	14.783	5.989	14.887
<i>Arsenico</i>	7	1	7
<i>Boro</i>	25	15	25
<i>Bario</i>	315	95	316
<i>Berillio</i>	1	1	1
<i>Calcio</i>	44.333	238.333	43.889
<i>Sodio</i>		35	
<i>Cadmio</i>	1	1	1
<i>Cobalto</i>	11	4	10
<i>Cromo totale</i>	316	189	348
<i>Cr VI</i>		< 5	
<i>Rame</i>	411	177	428
<i>Ferro</i>	53.417	57.167	53.000
<i>Mercurio</i>	1	1	1
<i>Potassio</i>	1.500	394	1.433
<i>Manganese</i>	349	487	339
<i>Molibdeno</i>	7	7	7
<i>Nichel</i>	218	116	230
<i>Piombo</i>	132	59	137
<i>Antimonio</i>	1	1	1
<i>Selenio</i>	2	1	2
<i>Stagno</i>	38	12	43
<i>Tallio</i>	1	1	1
<i>Vanadio</i>	25	91	24
<i>Zinco</i>	2.708	128	2.900

Concentrazione media di metalli nei fanghi(Tab.4.4)

Fonte: laboratorio di analisi del Gruppo SMAT – Divisione fognatura e depurazione.

4.3 POTERE CALORIFICO

La caratterizzazione energetica dei fanghi di depurazione ha lo scopo di valutare, approssimativamente, l'ordine di grandezza delle quantità di calore che si possono generare in un impianto di incenerimento.

Vengono riportati nella Tab.4.5 i dati medi delle determinazioni effettuate nel 1998 su:

- Fanghi in alimentazione al digestore,
- Fanghi di medio scarico al digestore,
- Fanghi condizionati in laboratorio con polielettrolita,
- Fanghi filtropressati.

La parte sperimentale di questo lavoro di tesi viene esposta in appendice I.

	PCI (kcal/kg)		SST % s.s.	SSV % s.s.	% Combusta sul secco	SST* % s.s.	SST** % s.s.
	<i>sul s.s.</i>	<i>sul t. q.</i>					
<i>Alimento</i> <i>digestore</i>	4363,00	1281,97	2,32	1,92	77,10	37,92	
<i>Medio scarico</i>	2832,81	692,37	1,90	1,20	61,22	37,65	
<i>Condizionati con</i> <i>polielettrolita***</i>	2971,76	701,99	1,94	1,25	63,12	36,45	1,93
			% secco	% s.o.			
<i>filtrpressati</i>	1667,35	269,28	38,35	46,31	47,20		

(Tab.4.5)

(*) Si riferisce al secco calcolato ipotizzando una disidratazione tramite filtrpressatura con resa del 36,44%.

(**) Si riferisce al secco considerando l'aggiunta di polielettrolita.

(***) Campioni condizionati con 1,8 ml di polielettrolita su 100 ml di fango.

Una ulteriore valutazione metodica del PCI è stata condotta dalla dott.ssa Bartolini nel 2011 su fanghi essiccati, centrifugati e filtrpressati. I valori medi sono esposti nella Tab.4.6:

Tipologia fango	Potere calorifico inferiore	
<i>Essiccato</i>	2.800	kcal/kg
<i>Filtrpressato</i>	300	kcal/kg
<i>Centrifugato</i>	400	kcal/kg

(Tab.4.6)

Per i fanghi essiccati il potere calorifico superiore risulta pari a circa 3000 kcal/kg, mentre il potere calorifico inferiore risulta pari a circa 2800 kcal/kg. La determinazione, utilizzando la bomba di Mahler opportunamente tarata con acido benzoico, ha permesso anche la valutazione quantitativa del residuo di combustione: la percentuale media di ceneri risulta in media del 40% sul peso iniziale del campione bruciato.

Tale dato è in accordo con le analisi effettuate sporadicamente su campioni dello stesso tipo dal laboratorio SMAT. Si ipotizza che il residuo non contenga né carbonio né idrogeno, e che sia costituito prevalentemente da ossidi o sali. Conseguenza di ciò è considerare che il potere calorifico dei fanghi sia effettivamente quello misurato con l'esperienza calorimetrica o, al massimo, che esso sia sottostimato rispetto a quello effettivo, ottenuto con combustioni condotte a pressioni e temperature maggiori quali quelle che si avrebbero in un impianto di incenerimento.

4.4 CLORURI

Considerando la termovalorizzazione una delle strade più praticabili per la gestione finale dei fanghi di depurazione, la caratterizzazione chimica ed energetica rappresenta uno step fondamentale finalizzato ad una progettazione impiantistica ottimale.

I cloruri, ossia gli ioni cloro provenienti da composti organici ed inorganici, che liberandosi in seguito a processi di combustione reagiscono fra di loro o con idrogenioni formando Cl₂ o acido cloridrico, rappresentano uno dei più temibili inquinanti contenuti nei fanghi.

La loro determinazione chimica risulta essere abbastanza difficoltosa.

Nel 2011, sempre la dott.ssa Bartolini, conduce una sperimentazione analitica sui fanghi essiccati, sui fumi e sulle ceneri prodotti dalla combustione degli stessi eseguita con bomba di Mahler.

La determinazione dei cloruri nel fango essiccato e nelle ceneri viene condotta seguendo due metodologie differenti:

- estrazione per lisciviazione in acqua distillata; norme UNI 10802:2004 e UNI EN 12457-2:2004;

- attacco acido.

La determinazione dei cloruri nei fumi di combustione viene condotta seguendo:

- assorbimento per gorgogliamento del flusso gassoso in soluzione di NaOH,
- assorbimento in soluzione alcalina in bomba di Mahler; metodo EPA 5050.

La media dei risultati ottenuti è presentata nella Tab.4.7:

Concentrazione cloruri
(mg/kg)

Tipo di fango	Dato analitico minimo	Dato analitico massimo	Media tutti dati
Filtropressati	2300	4800	3000
Centrifugati	100	700	350
Essiccati	500	2500	1300
Fumi da essiccati EPA 5050	400	500	450
Fumi da essiccati gorgogliato	120	380	250

(Tab.4.7)

L'analisi ha dimostrato che i cloruri contenuti nel fango di partenza, dopo la combustione, si ripartiscono tra i gas generati dalle reazioni di ossidazione e i residui delle ceneri.

Indicativamente il 70% del cloro è emesso con i fumi in atmosfera.

E' però necessario considerare che:

- le condizioni in cui avviene la combustione in un impianto di incenerimento a scala reale sono alquanto diverse da quelle riprodotte con l'impiego della bomba di Mahler;
- le temperature che si raggiungono all'interno della camera di combustione sono notevolmente più elevate;
- i residui dei fanghi, le ceneri, sono di entità minore poiché la combustione risulta praticamente completa;
- le valutazioni fatte sulle analisi dei fumi hanno dimostrato che i dati ottenibili da questi metodi analitici sono piuttosto sottostimati.

E' perciò ammissibile considerare che tutto il quantitativo di cloro presente nel fango combustibile si possa ritrovare nel flusso gassoso in uscita dall'impianto di combustione. Questa assunzione porta ad analizzare il processo termico, dal punto di vista della valutazione ambientale, nelle sue più gravose condizioni di esercizio.

4.5 VALORI MEDI di CARATTERIZZAZIONE FANGHI (ANNO 2011)

Dati medi forniti alla società BAMAG GmbH per la progettazione della proposta impiantistica analizzata nel Cap.7.2.

	<i>Fango centrifugato</i>	<i>Fango filtropressato</i>	<i>Fango. essiccato</i>	<i>Fango. totale</i>
<i>Fanghi prodotti [kg/a]</i>	40.810.760	53.736.150	5.741.352	100.288.262
<i>% s.s.</i>	29	41	90	
<i>Fanghi secchi [kg ss /a]</i>	11.873.988	22.031.822	5.193.823	
<i>pci [kcal/kg]</i>	390	660	2.770	
<i>Composizione [mg/kg s.s.]</i>				
<i>Al</i>	9.600 ÷ 20.000	4.100 ÷ 13.000	11.000 ÷ 21.000	
<i>As</i>	5,2 ÷ 9,2	1 ÷ 6,8	5,3 ÷ 8,6	
<i>C [% s.s.]</i>	25 ÷ 34	10 ÷ 32	27 ÷ 34	
<i>Cr</i>	210 ÷ 410	150 ÷ 330	240 ÷ 420	
<i>Cu</i>	300 ÷ 530	100 ÷ 600	339 ÷ 570	
<i>Fe</i>	48.000 ÷ 61.000	46.000 ÷ 72.000	44.000 ÷ 61.000	
<i>Hg</i>	1 ÷ 2,3	1 ÷ 1,3	1 ÷ 2,3	
<i>N [% s.s.]</i>	2,7 ÷ 4,5	1 ÷ 4,4	3,5 ÷ 5	
<i>Ni</i>	140 ÷ 270	80 ÷ 210	150 ÷ 280	
<i>P</i>	2,3 ÷ 2,9	1,1 ÷ 3	2,3 ÷ 3,1	
<i>Pb</i>	1 ÷ 260	38 ÷ 180	93 ÷ 190	
<i>Zn</i>	1.444 ÷ 4.200	500 ÷ 3.400	1.000 ÷ 2.000	
<i>S [% s.s.]</i>	0,93 ÷ 1,3	0,19 ÷ 1,1	0,88 ÷ 1,4	
<i>Cl totale</i>	600 ÷ 900	2.000 ÷ 3.000	700 ÷ 1.000	
<i>Cl organico</i>			200 ÷ 300	
<i>Cl inorganico</i>			500 ÷ 700	
<i>Solidi totali volatili [% t.q.]</i>	11 ÷ 18	2 ÷ 16	39 ÷ 57	
<i>Solidi totali [% t.q.]</i>	23 ÷ 35	27 ÷ 48	78 ÷ 98	

Caratterizzazione complessiva dei fanghi (Tab.4.8)

<i>Fango essiccato</i>	<i>Cl [mg/kg fango t.q.]</i>
<i>Cloro totale</i>	700 ÷ 1.000
<i>Cloro inorganico</i>	500 ÷ 700
<i>Cloro organico</i>	200 ÷ 300

Contenuto di cloro totale, inorganico e organico nel fango essiccato. (Tab.4.9)

<i>Tipologia fango</i>	<i>Cl [mg/kg fango t.q.]</i>
<i>Fango centrifugato</i>	600 ÷ 900
<i>Fango filtropressato</i>	2.000 ÷ 3.000
<i>Fango essiccato</i>	700 ÷ 1.000

Contenuto di cloro nel fango. (Tab.4.10)

5 ANALISI MODALITA' SMALTIMENTO/RECUPERO dei FANGHI di DEPURAZIONE SECONDO la VIGENTE NORMATIVA ed il CONTESTO REGIONALE

Le modalità di smaltimento/recupero dei fanghi di depurazione, come già accennato, sono essenzialmente:

- R10 = spandimento sul suolo a beneficio dell'agricoltura o dell'ecologia;
- R3 = riciclo/recupero delle sostanze organiche non utilizzate come solventi (comprese le operazioni di compostaggio e altre trasformazioni biologiche);
- D10 + R1 = incenerimento a terra + utilizzazione principale come combustibile o come altro mezzo per produrre energia;
- D1 = deposito sul o nel suolo (ad esempio discarica).

Aspetti contrastanti interessano la tipologia D1, cioè l'immissione in discarica.

Da un lato vi è il vantaggio di una limitazione certa dell'impatto ambientale qualora il fango venga preventivamente pretrattato e stabilizzato in modo da limitare la formazione di sostanze volatili ed i sistemi di raccolta del percolato siano idonei.

Dall'altro il D.Lgs. 36/2003 recepito dal "Piano regionale di gestione rifiuti urbani e dei fanghi di depurazione" riserva l'uso delle discariche al conferimento di rifiuti residuali che siano obbligatoriamente pretrattati (abbiamo già indicato come la normativa europea imponga una riduzione al conferimento in discarica dei rifiuti urbani, che entro il 2030 non dovrà superare il 10%). L'inertizzazione ed il rispetto dei limiti di concentrazione nell'eluato per l'ammissione in discarica dei rifiuti non pericolosi (D.M. 27/2010), inoltre, obbliga a trattamenti abbastanza onerosi (es. l'aggiunta di cloruro ferrico provoca una limitazione della lisciviabilità dei metalli pesanti presenti nel fango quindi una minore concentrazione nell'eluato). Considerando, ancora, la difficoltà di reperimento di nuovi siti per la realizzazione di sistemi di discarica non si può che ritenere questa soluzione non perseguibile nel lungo periodo.

Analizziamo ora in dettaglio le altre modalità.

5.1 R1 = spandimento sul suolo a beneficio dell'agricoltura e dell'ecologia

L'utilizzazione del fango in agricoltura permette di recuperare i componenti in esso contenuti (sostanza organica e nutrienti), sia per il miglioramento dei terreni sia per un'azione fertilizzante vera e propria. Appare, infatti, come un vero riutilizzo di sostanza organica, un miglioramento della qualità dei suoli, un mancato utilizzo di altre risorse o di agenti fertilizzanti potenzialmente inquinanti. Presenta allo stesso tempo il vantaggio di realizzare uno smaltimento a basso costo del fango prodotto.

Al contrario rappresentano aspetti limitanti di questa modalità:

- la possibile presenza di sostanze tossiche accumulabili (metalli pesanti, microinquinanti di origine antropica come PCB ed IPA) che possono trasferirsi nelle colture, nelle falde freatiche e quindi entrare nella catena trofica;

- la difficile corrispondenza tra fabbisogno di smaltimento, legato alla potenzialità di trattamento, e la disponibilità di suoli agricoli nei vari periodi annuali.

Approfondiamo.

5.1.1 Vantaggi:

Le proprietà concimanti e fertilizzanti possedute dai fanghi (contenuto di sostanze organiche, macro e micronutrienti) possono essere avvicinate a quelle dello stallatico animale.

L'utilizzo diretto dei fanghi di depurazione sui suoli agricoli rappresenta inoltre una modalità di recupero semplice ed economicamente vantaggiosa, rispetto ad altre soluzioni (incenerimento, interrimento in discarica, compostaggio) soprattutto se la distribuzione avviene in ambito provinciale o regionale, cosa che non si verifica né in Piemonte né nella Provincia di Torino, come indicano i dati di Tab.1.19.

Questi motivi sono alla base della larga diffusione che questa pratica ha avuto nel Nord Europa e negli Stati Uniti, durante i decenni passati. Negli ultimi anni, soprattutto per quanto riguarda il Nord Europa, si è assistito ad una vera e propria inversione di marcia che ha portato ad eleggere quale modalità di recupero predominante la termovalorizzazione. La causa di ciò risiede nell'elevata probabilità che si verifichi un *inquinamento secondario* derivante dalla presenza di molte sostanze potenzialmente dannose per i terreni, per i raccolti, per le falde acquifere ed infine per l'uomo e gli animali.

Si può desumere come lo spandimento sul suolo dei fanghi di depurazione sia strettamente correlato con una buona qualità del fango, che può derivare a sua volta solo da un controllo rigoroso delle fonti (ovvero degli scarichi, soprattutto industriali, accettati nelle reti fognarie municipali). Secondo la normativa vigente lo scarico in pubblica fognatura deve rispettare i limiti definiti nella Tab.3, Allegato 5 alla parte III del D.Lgs. 152/06 che sono stati stabiliti senza considerare il raggiungimento di specifiche caratteristiche di qualità del fango, con la conseguente riduzione delle potenzialità di riutilizzo.

Requisiti nutrizionali:

Gli effetti positivi dell'utilizzo agricolo dei fanghi sono connessi alla presenza di macroelementi (azoto, fosforo, potassio, calcio e magnesio), sostanza organica e micronutrienti (elementi necessari solo in basse concentrazioni, come il ferro).

L'*azoto* è sicuramente un elemento fertilizzante indispensabile per le piante: il suo difetto determina una riduzione di produttività, ma un eccesso può causare l'inquinamento delle acque superficiali o sotterranee.

La sua disponibilità nel tempo per le colture dipende dalla forma chimica:

- l'azoto in forma inorganica (NH_4^+ e NO_3^-) può essere immediatamente assimilato, come ad esempio accade nel caso di fanghi digeriti anaerobicamente, in cui circa i 2/3 dell'azoto sono in forma ammoniacale;
- l'azoto organico deve essere invece preventivamente mineralizzato dai microrganismi del terreno, per cui il suo rilascio avviene molto lentamente (in un anno è pari al 40% per un fango grezzo, al 30% per un fango digerito aerobicamente ed al 20% per un fango digerito anaerobicamente; negli anni successivi la disponibilità diminuisce di circa il 50% ogni anno e diviene trascurabile dopo 4 ÷ 5 anni).

Il contenuto di *fosforo* dipende dall'efficienza della sua rimozione dalle acque, in genere i fanghi di depurazione SMAT sono relativamente ricchi di questo elemento ($\approx 2\%$ s.s.), per cui i

quantitativi di fango che soddisfano la richiesta di azoto possono invece risultare in eccesso rispetto al fosforo.

Questo elemento si presenta prevalentemente in forma inorganica, ma la sua disponibilità dipende soprattutto dal *pH* del suolo (diminuisce nei terreni acidi).

La concentrazione di *potassio*, *calcio* e *magnesio* nei fanghi SMAT, come nei fanghi in genere, è piuttosto bassa. Le necessità medie delle colture possono essere soddisfatte per quanto riguarda il calcio (che agisce come controllore dell'acidità del terreno) e il magnesio, mentre per il potassio bisogna prevedere l'integrazione mediante concimi minerali.

La *sostanza organica* contenuta nei fanghi produce un effetto positivo sul terreno per quanto riguarda le caratteristiche fisiche (porosità, densità, stabilità degli aggregati), le proprietà idrauliche (permeabilità) e quelle chimiche (capacità di scambio ionico, *pH*).

Le proprietà fertilizzanti dei fanghi si sviluppano solo nel caso in cui il suolo non presenti già dei tenori troppo elevati di nutrienti come avviene ad esempio con il ricorso eccessivo ai concimi commerciali (preferiti a causa del costo ridotto) che sovente provoca un impedimento alla penetrazione nel terreno dei fanghi di depurazione, con conseguente riduzione del fabbisogno effettivo rispetto a quanto prevedibile teoricamente.

Per rendere più attraente l'utilizzo dei fanghi biologici al posto dei fertilizzanti commerciali, si può pensare di compensarne le eventuali carenze nutrizionali con apporti da altre fonti, in modo da ottenere un prodotto equilibrato per quanto riguarda il contenuto di nutrienti (P/K, N/P/K).

5.1.2 Svantaggi:

Controindicazioni rilevanti sussistono in relazione agli aspetti di carattere igienico-sanitario e qualitativo dei fanghi, soprattutto riferite ai rischi per l'ambiente recettore e di conseguenza per chi ne usufruisce.

Si è fatto cenno, nel primo capitolo di questo lavoro, alla carenza normativa in merito alla necessità di indagini preliminari che forniscano informazioni sulle caratteristiche dei fanghi e del terreno, sulle esigenze agronomiche del suolo, sugli aspetti igienici e climatici del territorio interessato ed infine sui possibili fenomeni di fitotossicità ed accumulo. Esperti del settore ritengono indispensabile la valutazione simultanea di tutte queste informazioni per un corretto utilizzo dei fanghi in agricoltura.

Un'ulteriore limitazione all'utilizzo agricolo viene dai disagi arrecati alla popolazione a causa dell'emanazione di cattivi odori, legata principalmente al grado di stabilizzazione dei fanghi ed alla loro consistenza (possono essere liquidi o disidratati); questo problema può essere facilmente superato con accorgimenti in fase di spandimento ed assicurando una fascia di rispetto per le zone abitate.

Contaminazione microbiologica:

Tutte le forme di microrganismi patogeni e di parassiti contenute nei fanghi di depurazione derivano direttamente dai reflui civili trattati nell'impianto. Il trattamento realizzato successivamente sui fanghi abbatte la carica batterica in maniera più o meno rilevante. La digestione anaerobica garantisce un'ottima igienizzazione grazie all'esposizione prolungata del fango a temperature abbastanza elevate e alla variazione di *pH* causata dallo sviluppo di acidi grassi; fattori che risultano mortali per molti patogeni.

In linea generale si possono ridurre i rischi di diffusione di infezioni e malattie combinando opportuni processi di trattamento dei fanghi e buone procedure operative riguardanti la loro distribuzione sul terreno.

Per quanto riguarda i trattamenti più efficaci dal punto di vista della disinfezione del fango nell'impianto SMAT si effettua:

- l'*essiccamento termico*, che garantisce ottimi risultati grazie alle elevate temperature raggiunte (8÷10 ore ad una $T = 101 \div 107 \text{ }^\circ\text{C}$);
- in alternativa, in molti impianti, si esegue una *pastorizzazione* prima della digestione biologica, che consiste nel riscaldare il fango fino a 70°C e nel mantenerlo a tale temperatura per 30 minuti, garantisce buone efficienze in relazione ai costi sostenuti.

Contaminazione da microinquinanti (metalli pesanti):

Una delle maggiori limitazioni nel caso del reimpiego agricolo dei fanghi è rappresentata dal contenuto di metalli pesanti.

Gli elementi che presentano il livello di tossicità più elevato sono *rame, nichel, zinco* (che creano problemi di fitotossicità), *cadmio, mercurio, piombo* (che invece manifestano fenomeni di bioaccumulabilità, soprattutto negli animali), *arsenico, boro, cromo e selenio*. Essi derivano principalmente dagli scarichi industriali e artigianali, ma possono essere presenti anche nelle acque di approvvigionamento, che solubilizzano i metalli con cui le condotte di adduzione e distribuzione sono costruite.

Le concentrazioni di metalli pesanti nei fanghi di acque reflue civili non sono mai trascurabili essendo elementi rimossi in misura significativa dalla fase acquosa (Tab.5.1) e quindi concentrati nel fango.

	<i>Concentrazione nel liquame grezzo (mg/L)</i>	<i>Rimozione (%)</i>
<i>Cd</i>	0,008 ÷ 0,142	20 ÷ 45
<i>Cr</i>	0,020 ÷ 0,700	40 ÷ 80
<i>Cu</i>	0,020 ÷ 3,360	0 ÷ 70
<i>Hg</i>	0,0002 ÷ 0,044	20 ÷ 75
<i>Ni</i>	0,002 ÷ 8,800	15 ÷ 40
<i>Pb</i>	0,050 ÷ 1,270	50 ÷ 90
<i>Zn</i>	0,030 ÷ 8,310	35 ÷ 80

Rimozione dei metalli pesanti in un impianto a fanghi attivi. (Tab. 5.1)

Il comportamento dei metalli durante il processo di rimozione dipende dal metallo stesso: il rame, lo zinco, il piombo ed il cromo si associano ai solidi sospesi e quindi si trasferiscono quasi integralmente nei fanghi, mentre il nichel accompagna spesso l'effluente depurato perché si solubilizza molto più facilmente; talvolta i metalli sono presenti sotto forma di complessi con composti organici, per cui si ha il loro accumulo nei suoli in seguito alla degradazione della matrice organica (solo una frazione trascurabile di questi metalli viene eliminata attraverso le piante o dilavata dalle acque di percolazione).

La digestione anaerobica a cui vengono sottoposti i fanghi fa in modo che i metalli pesanti siano sotto forma di solfuri (se tale trattamento avvenisse tramite digestione aerobica sarebbero sotto forma di carbonati). Questo processo di stabilizzazione può ridurre la componente organica per più del 20% con un conseguente aumento del contenuto di metalli, si può quindi entrare nei limiti di tossicità.

Le Fig. 5.1 e 5.2 illustrano l'influenza del pH dei terreni riceventi sulla solubilità della maggior parte dei metalli pesanti considerando la diversa struttura dei terreni stessi.

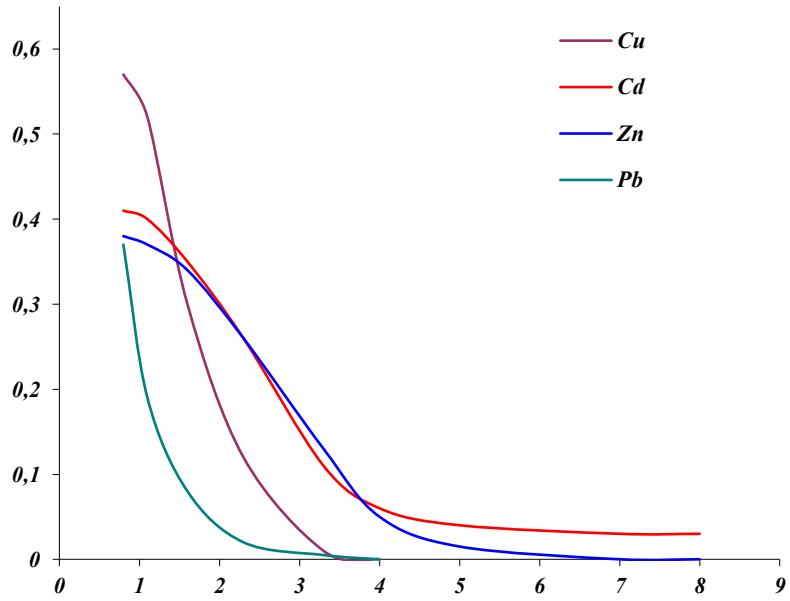


Diagramma tipo della mobilità di alcuni metalli in funzione del pH del suolo (terriccio). (Fig. 5.1)

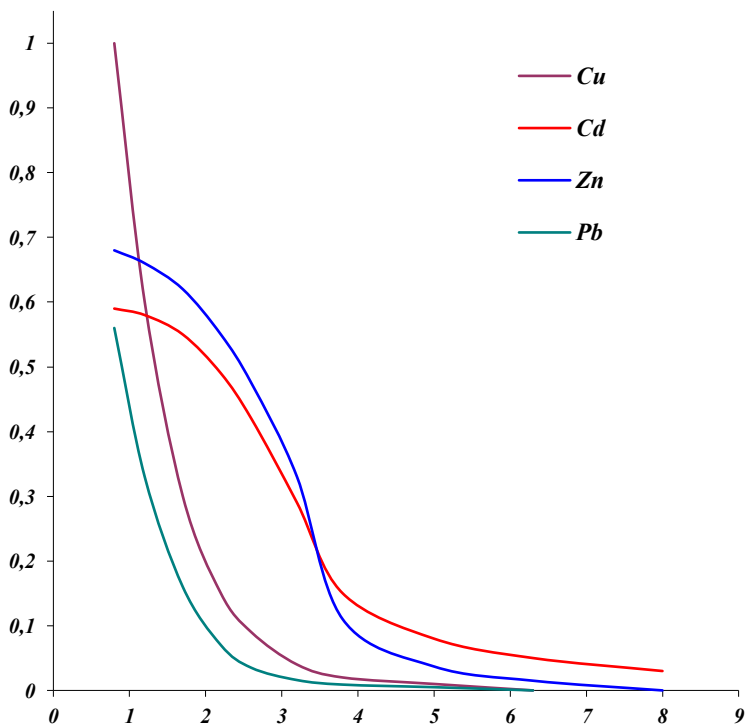


Diagramma tipo della mobilità di alcuni metalli in funzione del pH del suolo (terriccio sabbioso). (Fig. 5.2)

Si è già fatto cenno nel primo capitolo alla necessità di valutazione degli effetti dell'accumulo dei metalli pesanti che può verificarsi con una ricorrenza di tale pratica nel lungo periodo.

Si è anche evidenziata la carenza della normativa nazionale a tale riguardo sottolineando come i limiti di accettabilità fissati non siano sufficienti per una valutazione dell'impatto ambientale. Si veda a riguardo il punto 4 a pag 24 del presente elaborato. La normativa regionale colma, in parte, questa lacuna con "l'obbligo di analisi ripetute ogni tre anni riguardanti pH, c.s.c. e metalli pesanti estraibili" (allegato 5B del D.G.R. n. 34-8488).

Per quanto concerne la contaminazione da sostanze organiche pericolose si rimanda a quanto è stato scritto nel primo capitolo succitato.

I fanghi centrifugati ed essiccati prodotti dall'impianto SMAT rispettano i limiti di concentrazione imposti dalla normativa regionale (D.G.R. n. 34-8488) sia per quanto concerne i metalli pesanti sia per quanto concerne le caratteristiche microbiologiche ed agronomiche. Risulta invece necessario un approfondimento della valutazione delle concentrazioni dei composti organici.

Riportiamo in Tab.5.2 i valori limite imposti dalla normativa nazionale recepiti dalla normativa regionale:

	<i>Valori limite della concentrazione di metalli pesanti <u>nei fanghi</u> utilizzati in agricoltura, D.Lgs. 99/92 (mg/kg s.s.)</i>	<i>Valori limite della concentrazione di metalli pesanti <u>nei fanghi utilizzati</u> in agricoltura, Decreto Genova, art. 41 (mg/kg s.s.)</i>
<i>Cadmio</i>	20	
<i>Rame</i>	1000	
<i>Nichel</i>	300	
<i>Piombo</i>	750	
<i>Zinco</i>	2500	
<i>Mercurio</i>	10	
<i>Cromo tot</i>		<200
<i>Cromo VI</i>		<2
<i>Idrocarburi (C₁₀-C₄₀)</i>		≤ 1.000 (mg/kg tal quale)
<i>IPA(*)</i>		≤ 6
<i>PCDD/PCDF + PCB (DL)</i>		≤ 25 (ng WHO-TEQ/Kg s.s.)
<i>PCB</i>		≤ 0,8
<i>Toluene</i>		≤ 100
<i>Selenio</i>		≤ 10
<i>Berillio</i>		≤ 2
<i>Arsenico</i>		<20

(Tab.5.2)

Riportiamo in Tab.5.3 i valori limite in aggiunta alla normativa nazionale dal D.G.R. n. 34-8488:

<i>Carbonio organico</i>	% s.s. (min)	≥20
<i>Fosforo tot</i>	% s.s. (min)	≥0,4
<i>Azoto tot</i>	% s.s. (min)	≥1,5
<i>Salmonelle</i>	MPN/g s.s. (max)	≤1000

(Tab.5.3)

5.2 R3 = riciclo/recupero delle sostanze organiche non utilizzate come solventi (comprese le operazioni di compostaggio e altre trasformazioni biologiche);

Il compost è un materiale derivante da una trasformazione biologica di tipo aerobico, definita compostaggio, utilizzato come ammendante agricolo.

Questo processo di recupero di sostanze organiche è più costoso dello spandimento diretto del fango su suoli agricoli ma competitivo rispetto al processo di termovalorizzazione o di conferimento in discarica. E' opportuno sempre valutare l'esistenza di un mercato per tale prodotto.

La normativa a riguardo è contenuta nel D.Lgs. 75/2010, integrato dal D.M. del 10 luglio 2013, e nel D.G.R. n. 63-8317 ed è già stata trattata nei paragrafi 1.2 e 1.7 del primo capitolo.

Il limite quantitativo imposto dalla normativa regionale del 30% max di fanghi sul volume totale della miscela è più restrittivo rispetto a quella nazionale del 35%.

I limiti qualitativi dei fanghi in ingresso e del compost in uscita vengono forniti in Tab.5.4..

<i>Valori Massimi di Concentrazione di metalli pesanti nei fanghi destinati al compostaggio</i>	<i>Valore limite (mg/kg s.s.)</i>	<i>Caratteristiche agronomiche e microbiologiche nei fanghi destinati al compostaggio</i>	<i>Valore limite</i>
<i>Cadmio</i>	20	<i>C organico min. (% s.s.)</i>	20
<i>Mercurio</i>	10	<i>P totale min. (% s.s.)</i>	0.4
<i>Nichel</i>	250	<i>N totale min. (% s.s.)</i>	1.5
<i>Piombo</i>	750	<i>Salmonelle max. (MPN/g s.s.)</i>	10 ³
<i>Rame</i>	1.000		
<i>Zinco</i>	2.500		
<i>Cromo</i>	1.000		
<i>Arsenico</i>	10		
<i>Selenio</i>	5		
<i>PCB</i>	< 0,8		

*D.G.R n. 63-8317, così come modificato dal D.Lgs. 75/2010 e dal D.M. 10 luglio 2013.
(Tab.5.4)*

La qualità del compost prodotto è fattore essenziale per l'impiego agronomico e per la commercializzazione. La Tab.2, allegato A del D.G.R. n. 63.8317, integrato dall' allegato 2, voce 13, del D.M. 10 luglio 2013, impone dei limiti di qualità che permettono di certificare tale prodotto come compost di qualità.

Otteniamo la Tab.5.5 riassuntiva:

Limiti di qualità del compost

Parametro	Limite	Unità di misura
Valori consigliati		
<i>Salinità</i>	≤50	meq/100g sost.secca
<i>Cloruri</i>	≤2.000	mg/kg sost.secca
<i>Solfati</i>	≤5.000	mg/kg sost.secca
<i>Azoto totale minimo</i>	1,7	% sost.secca
<i>Azoto totale massimo</i>	3,0	% sost.secca
<i>Azoto ammoniacale</i>	≤0,06	% sost.secca
<i>Azoto nitrico</i>	≥0,04	% sost.secca
<i>Azoto organico</i>	≥80 % dell'Ntot	% sost.secca
<i>Ac. Umici/ac. Fulvici</i>	≥1,5	
<i>Fosforo (P₂O₅)</i>	≥1	% sost.secca
<i>Potassio (K₂O)</i>	≥0,07	% sost.secca
Valori limite		
<i>Umidità</i>	≤40	% su tal quale
<i>pH</i>	5,5÷8,0	
<i>Sost. Organica</i>	≥40	% sost.secca
<i>Carbonio organico</i>	≥20	% sost.secca
<i>C umici e fulvico</i>	≥7	% sost.secca
<i>C/N</i>	≤20	
<i>Sost. Organica umificata</i>	≥20	% sost. organica
<i>Arsenico</i>	≤2,5	mg/kg sost.secca
<i>Cadmio</i>	≤5,0	mg/kg sost.secca
<i>Cromo III</i>	≤500	mg/kg sost.secca
<i>Rame</i>	≤500	mg/kg sost.secca
<i>Mercurio</i>	≤2,5	mg/kg sost.secca
<i>Nichel</i>	≤150	mg/kg sost.secca
<i>Piombo</i>	≤350	mg/kg sost.secca
<i>Selenio</i>	≤2,5	mg/kg sost.secca
<i>Zinco</i>	≤1.500	mg/kg sost.secca
<i>Boro</i>	≤40	mg/kg sost.secca
<i>Tallio</i>	<2	mg/kg sost.secca
<i>Indice germinazione</i>	≥70	% rispetto testimone
<i>Indice accrescimento</i>	≥100	% rispetto testimone
<i>IMA</i> <i>(indice mineralizzazione azoto)</i>	≤3,5	% sost.secca
<i>Indice respirazione</i>	≤150	Mg O ₂ /kg VS/h
<i>Salmonelle</i>	Assenti	MPN/g sost. secca
<i>Escherichia coli</i>	Assente	In 1 g di campione t.q.
<i>Semi infestanti</i>	Assenti o inattivati	
<i>Vetro+plastica+metalli</i> <i>(frazione di diametro ≥ 2 mm)</i>	≤0,5	% sost.secca
<i>Inerti litoidi</i> <i>(frazione di diametro ≥ 5mm)</i>	≤5	% sost.secca

Tab.2, allegato A del D.G.R. n. 63.8317, integrato dall' allegato 2, voce 13, del D.M. 10 luglio 2013.(Tab.5.5)

La produzione di compost da rifiuti biodegradabili urbani e non è aumentata in modo esponenziale nell'ultimo decennio. Gli impianti di produzione si sono moltiplicati. Causa di ciò sono la normativa europea e nazionale che impongono un aumento delle percentuali di riciclo e recupero sempre più elevate. Alcune regioni quali la Lombardia, la Puglia, l'Emilia Romagna si sono specializzate in questo tipo di recupero, infatti, proprio sul loro territorio vi è il maggior numero di impianti. Esse trattano non solo la loro produzione regionale ma soprattutto quella proveniente da altre regioni.

Il Decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri del 7 marzo 2016, così denominato: "Misure per la realizzazione di un sistema adeguato e integrato di gestione della frazione organica dei rifiuti urbani, ricognizione dell'offerta esistente ed individuazione del fabbisogno residuo di impianti di recupero della frazione organica di rifiuti urbani raccolta in maniera differenziata, articolato per regioni" ha valutato l'esigenza di concessioni per nuovi impianti di compostaggio sulla base dei dati ISPRA di produzione di rifiuti biodegradabili urbani senza tenere conto della effettiva capacità del mercato. Questo potrebbe comportare una saturazione della domanda. Meglio sarebbe normare il settore concertando l'esigenza di recupero del rifiuto con l'effettiva capacità di assorbimento del prodotto.

In base ai dati ISPRA la produzione di compost nel 2016 risultava:
in Piemonte = 48.881 t; in Italia = 792.734 t.

Il compostaggio è tendenzialmente applicabile a qualsiasi substrato di tipo carbonioso.

Le matrici più comuni sono: la frazione organica dei RSU, i residui di lavorazioni agricole, reflui dell'industria alimentare che possono venire integrati con fanghi di depurazione o con reflui zootecnici in modo da ottenere un aumento del contenuto di azoto, migliorando la qualità del compost.

Altre caratteristiche che possono aumentarne il valore commerciale:

- un elevato contenuto di carbonio organico che corrisponde ad una quota maggiore di sostanze fermentescibili;
- un $C/N \leq 20$ che indica un processo di umificazione avanzato quindi un elevato grado di maturazione del compost. Se questo rapporto fosse maggiore il poco azoto disponibile verrebbe usato dai microrganismi per il proprio metabolismo e per la sintesi ossidativa sottraendolo alle piante.

Gli impieghi principali del compost avvengono:

- per colture seminative in pieno campo, come ammendante organico, in sostituzione totale o parziale del letame;
- nel settore orto-florovivaistico, per la formazione di substrati di coltura, in sostituzione o congiuntamente alla torba;
- nel recupero di aree degradate (cave, discariche).

Le caratteristiche e limiti del compost possono variare a seconda dell'impiego; infatti, il contenuto di elementi fertilizzanti è condizione necessaria per l'utilizzo su terreno agrario, non lo è invece per un parco pubblico o un'area marginale da recuperare.

Un basso contenuto di sostanze inquinanti o indesiderate, la quantità e qualità della sostanza organica, il suo grado di maturità e di stabilità definiscono la qualità del compost.

Analizziamo gli aspetti principali.

Fonte della sostanza organica.

I rifiuti verdi come sfalci, foglie, residui da potature sono la matrice migliore per la produzione di un ammendante di alta qualità. Unico inconveniente è il rapporto C/N a volte troppo elevato. Per

ovviare al problema si ricorre alla miscelazione con matrici organiche ricche di azoto quali i fanghi di depurazioni di acque reflue urbane.

Qualità della sostanza organica:

Il grado di stabilità è un fattore importantissimo per l'utilizzo di un compost. Quando il tempo di maturazione non è stato sufficiente una parte della sostanza organica rimane fresca con la conseguenza di ridurre la crescita delle colture. I fattori che possono portare a questo sono molti:

- rapporto C/N elevato; si innesca la competizione per l'azoto tra i microrganismi del suolo e quelli delle radici, a danno di questi ultimi;
- sostanze fitotossiche presenti nella matrice di partenza ed non sufficientemente degradate (tannini, acidi grassi, fenoli);
- carenza di ossigeno per le radici, provocata dall'eccessivo consumo di ossigeno da parte dei microrganismi metabolizzatori della sostanza organica;
- mancata degradazione delle *fitotossine* ovvero dei prodotti metabolici che si originano durante le prime fasi di ossidazione biologica della sostanza organica e che dovrebbero progressivamente essere metabolizzate dai microrganismi nel corso della evoluzione del compostaggio.

Caratteristiche igienico-ambientali del compost:

La bassa concentrazione di metalli pesanti, stabilita dalla normativa succitata, scongiura la possibilità di accumulo di questi elementi nel suolo agricolo, soprattutto per quanto riguarda il cadmio, il piombo, il rame, il nichel e lo zinco.

I materiali inerti come vetro e plastica provocano solo un danno estetico che però risulta dannoso per l'immagine commerciale.

I limiti riguardanti microrganismi patogeni non rivestono una grande importanza per compost sufficientemente maturi che sviluppano addirittura un'azione repressiva su alcuni fitopatogeni. Si può arrivare ad un valor medio della carica di microrganismi totali 10 volte inferiore a quella della miscela iniziale. Questo avviene a causa della fase termofila del processo che assicura l'igienizzazione del prodotto finale.

Proprietà agronomiche:

Le proprietà ammendanti sono proporzionali al contenuto di sostanza organica umificata che deve essere simile alla sostanza organica nel terreno.

I macroelementi sono: azoto che deve essere presente all'1÷2 % con rapporto C/N di 10÷20, il fosforo ed il potassio che sono in quantità molto basse.

I microelementi devono essere presenti in piccole percentuali (es. manganese e zinco).

Proprietà fisiche quali la densità apparente, la porosità, la capacità di ritenzione idrica devono essere controllate perché influenzano la capacità del substrato di fornire acqua ed aria alle radici delle piante ed ai microrganismi.

5.2.1 Il PROCESSO di COMPOSTAGGIO

Il processo che porta alla formazione del compost, previa miscelazione controllata della materia organica, è costituito da tre fasi.

Fase iniziale o "intensiva".

La miscela, contenente al massimo il 30% di fango, viene sottoposta a ventilazione con aria calda per 8-10 giorni, in questo modo mantenuta ad una temperatura superiore a 70°C. Vengono

così eliminati quasi del tutto i microrganismi patogeni eventualmente presenti; si realizza un effetto igienizzante sulla biomassa che è ancora estremamente putrescibile.

Fase intermedia o “fermentazione”.

La biomassa viene mantenuta per circa 12 settimane ad una temperatura ed un grado di umidità idonei tramite irrorazione con acqua di percolazione e rivoltamento dei cumuli che garantisce l'omogeneità termica della massa.

Fase finale o “maturazione”.

In questa fase, che dura circa 2-3 mesi ed in cui i cumuli continuano ad essere periodicamente rivoltati, si realizza un rallentamento dei processi metabolici e l'umificazione della biomassa. Il rapporto C/N ed il pH diminuiscono contestualmente alla nitrificazione dell'azoto. Ne consegue la stabilizzazione del materiale.

Il prodotto ottenuto arriva ad un tenore minimo di sostanza secca del 40-50% tramite un processo di essiccamento “naturale” che comporta un notevole risparmio di energia.

I parametri che più incidono sulla resa del procedimento di compostaggio sono:

- il tenore di ossigeno nell'ambiente;
- la temperatura;
- il grado di umidità;
- il contenuto di sostanza organica biodegradabile.

Verificandosi una digestione aerobica, la *concentrazione di ossigeno* nell'ambiente diventa elemento fondamentale per la sopravvivenza dei microrganismi che in caso contrario verrebbero sostituiti da quelli anaerobici responsabili della produzione di odori sgradevoli.

Una ventilazione naturale o forzata condotta in modo adeguato ed un rivoltamento periodico e costante evitano la nascita di fenomeni di anaerobiosi. Infatti, anche se il fango disidratato non ha una buona permeabilità all'aria avendo un basso grado di porosità, la miscelazione con rifiuti urbani biodegradabili (RUB) o residui lignei o, se necessario, con compost ricircolato, che sono agenti rigonfianti scongiura questo pericolo.

Il grado di umidità che per legge deve avere il compost non può superare il 40-50%. E' di fondamentale importanza, durante il compostaggio, rimanere in un range ben definito poiché valori inferiori al 35% provocano un rallentamento dell'attività batterica e valori superiori al 60% portano ad un “impastamento” della massa con conseguente difficoltà di rivoltamento e selezione. Questo si può ovviare con una opportuna miscelazione delle diverse fonti di materia prima, fermo restando che il fango, per legge, non può superare il 30% della massa iniziale.

Questo valore è cautelativo rispetto ai problemi appena esposti, inoltre permette di ottenere un rapporto C/N, nella fase iniziale, almeno pari a 30 (fattore indispensabile per un risultato soddisfacente del processo), cosa non possibile con i soli fanghi il cui rapporto C/N è di circa 10.

5.2.1.1 I metodi di compostaggio (fonte ANPA-ISPRA)

Numerosi sono i metodi di compostaggio applicabili alla stabilizzazione dei rifiuti organici. La scelta del metodo dipende da una serie di fattori, tra i quali, in primo luogo, la tipologia delle matrici organiche da trattare. Ad influenzare l'adozione di un sistema di compostaggio piuttosto che un altro sono però anche la quantità di rifiuto da stabilizzare e la disponibilità di spazio per il trattamento, l'entità dell'investimento stanziato per le strutture impiantistiche, l'incidenza della manodopera sull'operatività del sistema, la dislocazione topografica del sito destinato alla stazione

di trattamento ed una molteplicità di considerazioni di carattere ambientale, infrastrutturale e sociale.

Come abbiamo già visto, il fine del compostaggio è la biostabilizzazione aerobica della sostanza organica, il requisito fondamentale per garantire un decorso rapido ed efficiente del processo consiste nel mantenere la presenza di ossigeno nelle matrici in trasformazione, ai livelli compatibili con il metabolismo microbico aerobico. Ne consegue che, nelle diverse situazioni operative, il metodo di compostaggio adottato, determina il modo attraverso il quale la suddetta esigenza è soddisfatta e finisce per condizionare altri aspetti del processo come il controllo della temperatura, la movimentazione del materiale in trasformazione, il controllo delle emissioni maleodoranti ed il tempo di stabilizzazione. Nel panorama tecnologico, si riconoscono essenzialmente tre tipologie generali di metodi di compostaggio:

- il compostaggio in cumuli periodicamente rivoltati,
- il compostaggio in cumuli statici aerati,
- il compostaggio in bioreattori.

Ciascuna tipologia si articola in una vasta gamma di sistemi applicativi.

Compostaggio in cumuli con rivoltamento della biomassa substrato.

Il compostaggio si attua disponendo la matrice di partenza in lunghe andane (windrows), normalmente a sezione triangolare o trapezoidale più o meno rastremata, le quali sono movimentate o rivoltate periodicamente.

L'altezza delle andane varia a seconda delle caratteristiche del substrato e della macchina movimentatrice. Matrici molto dense (es. alcuni tipi di deiezioni animali), che tendono a compattarsi, devono essere sistemate in cumuli di 1,2-1,5 m; d'altra parte, con materiali piuttosto soffici, come i fanghi di depurazione miscelati a scaglie di legno (wood-chips), si possono formare cumuli di 2-3 m di altezza e talvolta anche più alti. La base dei cumuli varia, di solito, dai 3 ai 6 m.

Le più comuni pale meccaniche possono lavorare tranquillamente anche su andane alte. Le macchine rivoltatrici, sia trainate che semoventi, non sono invece compatibili con cumuli alti più di 3 m.

I cumuli sono aerati principalmente grazie alle correnti d'aria e ai moti convettivi e diffusivi della stessa. Il ricambio d'aria all'interno della matrice in compostaggio dipende dalla porosità del cumulo, quindi, la dimensione di un cumulo compatibile con una efficiente aerazione è determinata dalla porosità dello stesso. Cumuli troppo grandi tendono a compattarsi, con il rischio di insorgenza di reazioni anaerobiche nella parte centrale. Al contrario, andane di dimensioni modeste perdono calore troppo rapidamente, di conseguenza le temperature necessarie per una progressiva evaporazione dell'acqua e per la distruzione degli eventuali organismi patogeni non sono raggiunte. Il rivoltamento consente il rimescolamento dei materiali contribuendo anche a ridurre la pezzatura delle particelle, con conseguente aumento della superficie disponibile per l'attacco microbico. Esso ripristina anche la porosità della matrice in trasformazione incrementando, al contempo, gli scambi passivi del vapore acqueo e degli altri gas che si formano nell'atmosfera interna al cumulo. Sebbene le andane, in conseguenza del rivoltamento, vengano aerate, l'ossigeno apportato dalla movimentazione negli interstizi vuoti della matrice è consumato rapidamente dai microorganismi. Per questo, il risultato del rivoltamento è una variazione ciclica della concentrazione di ossigeno all'interno del cumulo.

L'ossidazione biologica non può essere mantenuta, costantemente, al massimo dell'efficienza poiché, tra una movimentazione e l'altra, la concentrazione di ossigeno costituisce il fattore limitante.

Il rivoltamento permette inoltre la redistribuzione all'interno del cumulo dei differenti strati della matrice, secondo un profilo diverso: il materiale in superficie viene rimpiazzato da quello proveniente dalle zone interne del cumulo e viceversa. Ciò consente, nel corso del processo, una

uguale esposizione di tutta la matrice all'atmosfera più ossigenata della superficie e alle alte temperature dell'interno del cumulo. In questo modo, la biomassa substrato subisce una stabilizzazione omogenea ed una sufficiente igienizzazione.

La frequenza dei rivoltamenti dipende dal tasso di decomposizione della biomassa, dal contenuto di umidità e dalla porosità del substrato. Dal momento che il tasso di degradazione è, solitamente, molto elevato negli stadi iniziali del processo, la frequenza dei rivoltamenti può diminuire con l'età del cumulo.

Con il progredire del processo di stabilizzazione, le dimensioni dei cumuli si contraggono sensibilmente così da rendere opportuna la fusione di due o più cumuli in una nuova, unica andana che impedisca l'eccessiva dissipazione del calore.

Essendo i cumuli rivoltati periodicamente, la fase di compostaggio attivo dura, generalmente, da tre a nove settemane a seconda della natura del substrato di partenza e della frequenza delle movimentazioni. Per ottenere il superamento della fase di intensa attività biologica in tre-quattro settimane, è necessario procedere a rivoltamenti una o due volte al giorno nel corso della prima settimana di processo, dopo di che si può passare ad un rivoltamento ogni due-tre giorni.

Negli ultimi 20 anni sono state messe a punto macchine specializzate per il rivoltamento.

Il compostaggio in cumuli statici aerati

Questo metodo elimina la necessità di movimentare il materiale in compostaggio, rendendo, possibile l'ossigenazione attraverso la circolazione di aria con appositi sistemi di tubi diffusori.

Una prima importante distinzione, nell'ambito del metodo, è tra sistemi nei quali si applica l'aerazione passiva dei cumuli e sistemi nei quali, invece, si ricorre all'aerazione forzata.

Cumuli statici aerati passivamente.

Il compostaggio in cumuli aerati passivamente prevede il trasporto dell'aria all'interno del substrato in trasformazione attraverso un apparato di tubi bucherellati, immersi nel cumulo. Le estremità aperte dei tubi terminano all'esterno del cumulo. L'aria fluisce nei tubi e, per mezzo di forellini aperti per tutta la lunghezza della porzione immersa nella matrice organica, si diffonde attraverso il profilo del cumulo grazie all'effetto ciminiera creato dai gas caldi, che si portano verso gli strati esterni per poi fuoriuscire alla superficie del substrato.

I cumuli devono essere non più alti di 1-1,2 m e ricoperti, in superficie, con uno strato di circa 10 cm costituito da compost maturo, paglia o torba di sfagno. Questo strato esterno ha funzioni coibenti e di adsorbimento delle emissioni maleodoranti.

Poiché, una volta formato, il cumulo non viene più movimentato, se non a fine processo, è necessario miscelare bene il substrato di partenza per renderlo quanto più omogeneo e dotato di una adeguata tessitura, magari ricorrendo all'uso di agenti di supporto ligno-cellulosici (es. paglia triturrata, trucioli di legno, ecc.).

I tubi per l'aerazione sono piazzati sul basamento che ospiterà il cumulo, sopra uno strato di compost maturo, paglia o torba, simile a quello con cui verrà coibentata la matrice in compostaggio. Di solito, i tubi vengono posizionati con i fori rivolti verso il basso in modo da evitare rischi di ostruzione ed il drenaggio della condensa. Quando il processo di compostaggio è completato, i tubi vengono semplicemente sfilati dalla matrice ed il materiale impiegato come coibente viene miscelato al compost.

Cumuli statici con aerazione forzata.

Il metodo dei cumuli statici aerati si basa sull'uso di apparati che costringono l'aria a fluire forzatamente attraverso la matrice in compostaggio. Essi consentono, in generale, un maggiore controllo del processo. Il rifornimento di aria nella matrice organica in trasformazione può essere attuato in due modi: attraverso *aspirazione* di aria dalla superficie del cumulo (suction o vacuum induced ventilation) o per *insufflazione* forzata di aria nel substrato (blowing o forced pressure ventilation)

Con la tecnica dei cumuli statici con aerazione forzata, i substrati di partenza, eventualmente miscelati ad appropriati agenti di supporto che ne incrementino la porosità, sono sistemati in cumulo su una platea di solito ricoperta da uno strato di scaglie di legno, paglia triturrata o altro materiale poroso. Questo strato di materiale poroso ospita i tubi per l'aerazione opportunamente bucherellati. Nelle soluzioni impiantistiche più recenti, si evita il posizionamento dei tubi di aerazione sulla superficie della platea di compostaggio, ricavando, nella stessa, canalette grigliate che ospitano i tubi o che funzionano esse stesse da conduttura di aerazione. Il sistema di tubi è connesso ad un ventilatore che può aspirare aria spingendola attraverso la matrice in compostaggio. Affinché sia garantita una uniforme diffusione dell'aria nella matrice, i cumuli non devono superare i 2,5 m in altezza.

Nei cumuli “*aspirati*”, viene creata una depressione per mezzo del sistema di tubi posizionati nella matrice, sulla platea di compostaggio, e connessi con il ventilatore che, in questo caso, agisce da aspiratore. L'aria viene richiamata nel substrato dalla superficie esterna, passa attraverso il profilo del cumulo e viene drenata, al fondo, dal sistema di tubi dotati di fori. L'aria esausta è veicolata all'esterno del cumulo dal tubo di raccordo principale, il quale si immette in un sistema filtrante, prima di connettersi con l'aspiratore. Ciò permette l'abbattimento delle eventuali emissioni maleodoranti ed evita che il vapor acqueo, drenato via dal cumulo assieme all'aria esausta, raggiunga, con il suo carico di sostanze corrosive (acidi organici), l'aspiratore.

Gli inconvenienti riguardano il controllo dei parametri di processo.

Il richiamo di aria fredda dall'atmosfera esterna all'interno del substrato, fa sì che, nella regione centrale dei cumuli, si condensi il vapor acqueo. Ciò porta, in primo luogo, alla formazione di ristagni d'acqua che possono provocare l'insorgenza di condizioni anaerobiche in vaste porzioni della matrice. La ridotta evaporazione determina, inoltre, una minore dissipazione del calore e, di conseguenza, un cattivo controllo della temperatura

Nel sistema di aerazione forzata per *insufflazione*, invece, il ventilatore funziona come soffiante inducendo una pressione positiva all'interno della matrice. In questo modo, l'aria esausta viene spinta verso la superficie esterna del substrato e rimpiazzata da quella fresca diffusa dal sistema di tubi alla base del cumulo. Con questo sistema, il controllo delle eventuali emissioni maleodoranti può essere conseguito mediante la stesura di uno strato (circa 10 cm) di compost maturo alla superficie del cumulo.

Il sistema di biostabilizzazione con aerazione forzata per insufflazione rappresenta, fra tutte le alternative di compostaggio in cumuli statici, la procedura più razionale per la gestione del processo. L'insufflazione rende possibile, infatti, un miglior controllo della temperatura, che è poi il parametro che maggiormente condiziona il metabolismo microbico durante la fase di compostaggio attivo.

I ventilatori possono operare sia in continuo che ad intermittenza.

L'insufflazione in continuo, per quanto garantisca una costante ossigenazione e dissipazione del calore in eccesso dal substrato, presenta alcuni inconvenienti. Le zone del cumulo più vicine ai tubi diffusori tendono a raffreddarsi troppo ed a disidratarsi. Ciò determina l'arresto dell'evoluzione biologica di cospicue porzioni della matrice, nelle quali anche la disattivazione degli eventuali patogeni viene compromessa. D'altra parte, con le soffianti operanti ad intermittenza, le temperature nelle diverse sezioni del cumulo tendono invece, tra un turno di insufflazione e l'altro, a equalizzarsi. Quando i periodi di aerazione forzata sono governati da un timer, le soffianti si attivano o si disattivano sulla base di tempi fissati. La gestione dell'insufflazione per mezzo di programmi impostati su timer, per quanto consenta una buona aerazione del substrato ed un sufficiente controllo della temperatura, non necessariamente riesce a mantenere le temperature del cumulo entro limiti ottimali per l'attività microbica. Un più stretto controllo della deriva termica nei cumuli statici “*insufflati*” è stato raggiunto subordinando il funzionamento delle soffianti all'andamento della temperatura all'interno del substrato

Il compostaggio in bioreattori.

Con il termine compostaggio in bioreattore (in-vessel composting) si indica la stabilizzazione della biomassa substrato in particolari strutture di contenimento, dove tecniche di movimentazione e di aerazione forzata della matrice sono variamente combinate. I “bioreattori” possono essere contenitori chiusi o semplici vasche aperte. La maggior parte di questi apparati assolve solo ad una prima parziale omogeneizzazione e trasformazione delle matrici organiche. La biostabilizzazione aerobica vera e propria del materiale in uscita dai reattori avviene, di solito, attraverso uno dei numerosi sistemi in cumulo. Da un punto di vista delle applicazioni tecnologiche, le più diffuse tipologie di bioreattori sono: i cilindri rotanti, i silos, le biocelle e le trincee dinamiche aerate. Cilindri rotanti, silos e biocelle rientrano nella categoria dei reattori chiusi, mentre le trincee dinamiche aerate sono un esempio di reattori aperti. A loro volta, cilindri rotanti, silos e trincee dinamiche aerate, contrariamente alle biocelle, prevedono la movimentazione della biomassa all’interno del reattore.

Cilindri rotanti.

Si tratta di grandi cilindri disposti orizzontalmente e sistemati su speciali ingranaggi che ne consentono un lento movimento rotatorio. Il substrato viene alimentato tramite una tramoggia sistemata ad una estremità del cilindro. La matrice organica, a seguito del movimento rotatorio, viene miscelata e spinta attraverso tutta la lunghezza del cilindro, per poi venir scaricata all’estremità opposta a quella di carico. Le dimensioni più frequenti per questo tipo di cilindri sono 3 m di diametro per 35 m circa di lunghezza.

Considerando un utilizzo massimo del volume interno intorno al 70%, le suddette misure consentono una capacità giornaliera dell’ordine di 50 t, con tempi di residenza del substrato di tre giorni. Nel cilindro, i processi di decomposizione iniziano rapidamente, preparando il substrato alla stabilizzazione successiva, fuori del reattore.

L’aria è alimentata dalla estremità di scarico della matrice e si muove, nel cilindro, in direzione opposta rispetto all’avanzamento del substrato. La velocità di rotazione e il grado di inclinazione dell’asse del cilindro determinano il tempo di ritenzione del materiale caricato.

All’interno il cilindro può essere completamente aperto oppure diviso in due o tre compartimenti, separati da porte di trasferimento manovrabili. In quest’ultimo caso, alla fine di ogni giorno di attività, viene aperta la porta di trasferimento dell’estremità di scarico e l’ultimo compartimento viene così svuotato. Successivamente gli altri compartimenti sono aperti ed il materiale in essi contenuto è trasferito in sequenza, liberando così il primo compartimento che riceve un nuovo carico. All’interno del cilindro si raggiungono temperature $> 55\text{ }^{\circ}\text{C}$ che contribuiscono ad una drastica disattivazione degli eventuali microorganismi patogeni.

Preparazione e igienizzazione del substrato possono essere raggiunti secondo procedure molto più semplici e meno onerose.

Silos.

Sono reattori cilindrici, verticali, di solito completamente chiusi. In quelli a configurazione più recente, ogni giorno uno speciale apparato estrattore rimuove dal fondo del reattore la porzione di substrato parzialmente stabilizzata, mentre nuova matrice fresca viene alimentata dall’alto. L’aerazione è attuata per mezzo di un sistema di diffusori posti al fondo del silo, che permettono all’aria di passare attraverso tutto il profilo del materiale in compostaggio. Una volta arrivata al culmine del reattore, l’aria esausta viene convogliata in un filtro per l’abbattimento degli odori.

Il tempo di ritenzione del substrato all’interno del silo è normalmente dell’ordine delle due settimane. Dopo la rimozione dal silo, la matrice viene avviata alla fase di completa stabilizzazione in cumulo ovvero in un secondo silo, anch’esso aerato.

Inconvenienti principali del compostaggio in silos sono:

- la tendenza ad un eccessivo compattamento della biomassa;

- la difficoltà di aerare in maniera omogenea, con rischio di eccessiva ventilazione e raffreddamento della matrice a contatto dei diffusori a fronte della scarsa ossigenazione delle parti alte del silo;
- la condensa del vapore lungo le pareti fredde del reattore, con conseguente ostacolo della progressiva perdita di umidità ed eccessivo ristagno d'acqua nella matrice.

Tutto ciò può limitare il decorso delle reazioni aerobiche e rendere difficile il controllo della Temperatura.

I silos si prestano al compostaggio di matrici organiche particolarmente soffici e ben strutturate.

Biocelle.

Il compostaggio mediante biocelle prevede un preliminare trattamento della biomassa all'interno di veri e propri containers scarrabili, da sistemarsi in apposita platea cementata, dotati di un impianto di aerazione che consente l'adduzione di aria all'interno del reattore attraverso il pavimento ad intercapedine, perforato.

Ogni biocella può contenere da 30 a 60 m³ di materiale, il quale viene caricato attraverso un portellone, successivamente chiuso in maniera ermetica.

Il metodo è, a tutti gli effetti, un sistema statico e, perciò, richiede una accurata preparazione della miscela iniziale, sia in termini di bilanciamento dei nutrienti, sia, soprattutto, in termini di adeguata porosità e resistenza meccanica al compattamento.

Dopo uno stazionamento di 7-12 giorni all'interno del container, la matrice in trasformazione, avendo perso buona parte della putrescibilità e della tendenza a rilasciare percolato, viene sistemata in cumuli, all'esterno, dove raggiunge la completa maturazione in ulteriori 8 settimane.

In conclusione, l'intero ciclo di trattamento con il sistema a biocelle richiede un arco temporale di 9-10 settimane.

Le biocelle, come tutti i sistemi di compostaggio in reattori chiusi, offrono la possibilità sia di controllare le emissioni di odori, mediante il trattamento dell'aria esausta in uscita per mezzo di biofiltri, sia di gestire razionalmente il percolato. Questi bioreattori possono essere impiegati singolarmente o in batteria di due o più unità.

Trincee dinamiche aerate.

Sono definite anche letti agitati (agitated beds). Questi sistemi combinano l'aerazione controllata del substrato con il periodico rivoltamento dello stesso. Non sono reattori chiusi ed il compostaggio delle matrici alimentate avviene in strette corsie o vasche (trincee), delimitate da pareti che corrono soltanto lungo l'asse longitudinale.

Più corsie possono essere sistemate in batteria, una adiacente all'altra e sul culmine di ogni parete è posizionata una rotaia. Una macchina rivoltatrice si muove a cavallo di ogni corsia, seguendo il binario formato dalle due pareti di contenimento adiacenti.

Negli impianti a corsie multiple, la macchina rivoltatrice può essere spostata da una trincea all'altra per mezzo di un telaio traslatore su ruote, posto in testa alle vasche.

In un tipico schema operativo, la biomassa è alimentata all'estremità di carico della corsia. La macchina rivoltatrice avanza sulle rotaie e la matrice viene rivoltata e scaricata alle spalle della macchina stessa. Così, ad ogni passaggio, la macchina movimentata il materiale in compostaggio verso l'estremità di scarico della corsia.

La macchina rivoltatrice ha la funzione di miscelare la matrice in trasformazione, favorendone così la omogeneizzazione, mediante la disgregazione di eventuali agglomerati, e incrementando il rilascio di vapor acqueo e di calore. Il rivoltatore opera in maniera completamente automatizzata. Sul pavimento delle vasche, corrono, in senso longitudinale, delle canalette che ospitano il sistema di diffusione dell'aria, connesso con una serie di soffianti. In questo modo la matrice in compostaggio può essere aerata anche in fase di stazionamento.

Poiché, lungo la corsia, il substrato si trova in stadi di maturazione diversi, la corsia stessa è suddivisa in sezioni, a ciascuna delle quali può essere addotta una quantità d'aria diversa da quella contemporaneamente immessa nelle altre.

Di solito, ogni sezione è alimentata da una soffiante, governata da un sensore di temperatura collocato nel settore di riferimento.

La capacità del sistema dipende, ovviamente, dal numero e dalle dimensioni delle corsie.

Nelle applicazioni più diffuse, le trincee hanno una lunghezza di 25-30 m, sono larghe 3-4 m e sono delimitate da pareti alte 1,5-3 m.

La lunghezza delle corsie e la frequenza dei rivoltamenti determinano i periodi di residenza della biomassa all'interno del reattore.

A seconda delle caratteristiche del substrato i tempi di ritenzione variano da tre a cinque settimane, dopo di che, il materiale in uscita dalle trincee viene avviato alla fase di finissaggio.

Questo tipo di bioreattori si è rivelato particolarmente efficace nel trattamento di biomasse ad elevato contenuto di umidità, come i rifiuti dei mercati ortofrutticoli per la produzione di compost di elevate caratteristiche qualitative.

La *formazione ed il rilascio di odori* costituisce uno dei punti più critici di una qualsiasi stazione di compostaggio. A questo proposito è importante conoscere le diverse situazioni che possono portare alla generazione di emissioni maleodoranti in modo da rendere possibili interventi di prevenzione e/o mitigazione.

Nelle stazioni di compostaggio vengono trattati rifiuti organici in genere ad elevata fermentescibilità, è importante ridurre quanto più possibile i tempi di stazionamento delle matrici sui piazzali di scarico e di stoccaggio transitorio.

Accorgimenti per la riduzione della formazione di odori:

- un pronto allestimento dei cumuli ovvero il rapido trasferimento della biomassa nell'eventuale bioreattore;
- la verifica che la matrice in fase di compostaggio attivo sia nelle condizioni ottimali di aerazione, tali da evitare il formarsi di zone anaerobiche;
- l'attuazione degli eventuali turni di rivoltamento della biomassa substrato in coincidenza con venti favorevoli la rapida diluizione e dispersione delle emissioni odorigene in direzione opposta a quella degli insediamenti civili;
- assicurare, laddove il compostaggio avvenga in cumuli statici, la copertura degli stessi con uno strato superficiale (5-10 cm) di compost maturo;
- evitare la formazione di ristagni di percolato alla base dei cumuli o al fondo del bioreattore;
- il confinamento della fase attiva di compostaggio in strutture chiuse, la cui aria possa essere captata e convogliata in speciali apparati di trattamento dei composti odorigeni.

Sistemi di abbattimento.

Le principali tipologie di apparati per l'abbattimento delle emissioni odorigene sono rappresentate essenzialmente dai biofiltri e dalle torri di lavaggio (scrubbers ad umido).

I *biofiltri* sono stati concepiti per il trattamento di composti odorigeni e di sostanze volatili tossiche (es. solventi organici) presso un'ampia varietà di impianti industriali.

Nel caso di impianti di compostaggio, lo schema generale di un apparato per biofiltrazione consiste in un sistema di adduzione dell'aria contenente i composti odorigeni ad una unità riempita con un substrato particolato filtrante costituito da compost maturo, terreno o anche da materiale inerte che consenta la formazione di uno strato di biomassa microbica attiva (biofilm) sulla superficie delle particelle. Il flusso da trattare viene finemente distribuito attraverso il mezzo filtrante mediante una rete di tubi dotati di piccoli fori di diffusione posta al fondo del biofiltro.

Per evitare l'occlusione dei fori da parte della sovrastante colonna di matrice filtrante, la rete di tubi diffusori è, di solito, immersa in uno strato di ghiaia o altro materiale poroso, dotato di resistenza meccanica allo schiacciamento. L'aria carica di odori in entrata al biofiltro viene generalmente umidificata in modo da evitare la disidratazione del substrato biologicamente attivo.

Come il flusso odorigeno si diffonde attraverso il mezzo filtrante, i composti gassosi responsabili degli odori vengono adsorbiti sulla superficie delle particelle dove vengono degradati dai microorganismi colonizzatori della superficie. Questi microorganismi ossidano i composti odorigeni in anidride carbonica, acqua e forme minerali inodori di azoto e zolfo, prima che il flusso d'aria fuoriesca dal biofiltro. Le matrici di riempimento dei biofiltri costituiscono il supporto fisico per le cellule microbiche e, nel caso di substrati organici quali il compost, sono anche fonte di nutrienti per i microorganismi che degradano i composti odorigeni. Quando i biofiltri sono invece riempiti con matrici particolate inerti, il substrato di crescita per i microorganismi è costituito dalle stesse molecole odorigene abbattute. Oltre alla necessaria presenza dei catalizzatori biologici (i microorganismi), la biofiltrazione si avvale di due importanti fenomeni che sono l'adsorbimento e l'assorbimento. L'adsorbimento è il processo per cui le molecole volatili odorigene, gli aerosol ed, eventualmente, il particolato in sospensione nel flusso gassoso sono trattenuti e si concentrano sulla superficie delle particelle della matrice filtrante a seguito di attrazioni molecolari. L'assorbimento è invece il processo per cui i composti gassosi odorigeni si dissolvono nel sottile film acquoso che contorna la superficie delle particelle del materiale filtrante. Non appena i microorganismi ossidano le sostanze responsabili degli odori, i siti di adsorbimento all'interno della matrice di riempimento del biofiltro tornano ad essere disponibili per catturare nuove molecole di composti odorigeni trasportati dal flusso d'aria. Ciò determina l'auto-sostentamento del processo, prolungando la capacità filtrante del biofiltro

I sistemi di biofiltrazione si dividono in aperti e chiusi.

In un biofiltro aperto, la matrice filtrante viene normalmente collocata in apposito contenitore col-localato sulla superficie del suolo o in una vasca scavata nel terreno. In entrambi i casi, al fondo della struttura aperta di contenimento è sistemato il sistema di tubazioni per l'adduzione del flusso gas-soso da trattare, ospitato in un letto di gaia. In entrata al biofiltro, può essere collocata la sezione di umidificazione dell'aria in ingresso. La vasca viene poi riempita con la matrice filtrante. Un sistema di biofiltrazione chiuso è invece simile ad un vero e proprio bioreattore, completamente isolato dall'ambiente esterno, solitamente fuori terra, nel quale viene fatta passare l'aria da trattare. Al fondo del biofiltro, i tubi di adduzione del flusso gassoso sono collocati in un intercapedine sovrastata da un setto metallico dotato di fori, sul quale è sistemato il mezzo filtrante. Quest'ultimo può essere arrangiato come un unico letto continuo ovvero disposto lungo l'altezza del reattore su ripiani, anch'essi dotati di fori, in modo da ottenere, all'interno del biofiltro, più strati di letto filtrante intercalati da settori vuoti. Finalmente, il flusso gassoso trattato fuoriesce dalla testa del reattore, nella quale viene mantenuto uno spazio in cui può essere eventualmente presente un sistema di nebulizzatori per l'umidificazione dell'aria e la possibile distribuzione di soluzione nutriente sulla matrice filtrante.

Gli *scrubbers ad umido* si basano sull'impiego di soluzioni di lavaggio per rimuovere i composti odorigeni presenti nel flusso gassoso, mediante assorbimento e successiva ossidazione di queste sostanze.

Nei sistemi costituiti dalle cosiddette torri a riempimento, il liquido di lavaggio viene ripartito in film sottile che si muove lentamente sulla superficie del mezzo di riempimento. L'aria da trattare è, di solito, introdotta dal fondo della torre e fluisce verso l'alto attraverso il materiale di riempimento, in controcorrente rispetto alla soluzione di lavaggio. Quest'ultima viene normalmente ricircolata per minimizzarne il consumo.

Negli scrubbers cosiddetti a nebbia, invece, la soluzione di lavaggio è atomizzata in goccioline finissime le quali sono disperse, all'interno di una camera di contatto, attraverso il flusso d'aria oggetto di trattamento. Le goccioline caricate dei composti odorigeni precipitano al fondo della camera, dalla quale il liquido di lavaggio accumulatosi viene continuamente rimosso.

In taluni casi, sono stati proposti i cosiddetti scrubbers a stadi multipli, nei quali il flusso gassoso da trattare viene sottoposto a lavaggi con soluzioni diverse, mirate all'abbattimento differenziato dei vari composti odorigeni.

Situazione regionale dati ISPRA 2018 (catasto nazionale rifiuti) riguardante impianti di compostaggio che recuperano fanghi.

<i>metodologia</i>	<i>Druento (TO)</i>	<i>San Nazario Sesia (NO)</i>	<i>Magliano Alfieri (CN)</i>	<i>Sommariva Perno (CN)</i>
	Biocelle	Cumuli statici aerati	Cumuli statici aerati + cumuli rivoltati	Cumuli rivoltati
<i>Frazione umida (t)</i>	1.012	29.204		
<i>Frazione verde (t)</i>	3.620	32.025	11.230	19.066
<i>Tot. RU (t)</i>	4.632	61.229	11.230	19.066
<i>Fanghi (t)</i>	1.497	379	17.566	23.125
<i>Altro (t)</i>		7.641	359	3.789
<i>Totale trattato (t)</i>	6.129	69.249		45.890
<i>Ammendante compostato misto prodotto (t)</i>	2.012	38.000		15.632

Produzione regionale compost, dati ISPRA.(Tab.5.6)

Da segnalare gli impianti siti nella regione Piemonte che recuperano (sempre in miscela) fanghi non digeriti. Utilizzano, infatti, un trattamento integrato aerobico ed anaerobico.

Questi impianti si trovano nelle cittadine di: Pinerolo, Fossano, Saluzzo, Casal Cermelli e Tortona.

6 ANALISI TECNOLOGIE SMALTIMENTO TERMICO

R1 = UTILIZZAZIONE PRINCIPALE come COMBUSTIBILE o come ALTRO MEZZO per PRODURRE ENERGIA.

L'interesse verso trattamenti termici con recupero energetico, attuati su fanghi di depurazione, si è accresciuto notevolmente in questi ultimi due decenni. Ne è conferma l'atteggiamento dei paesi del Nord Europa che sono passati da un recupero di materia tramite un utilizzo agricolo ad un recupero di energia tramite termovalorizzazione.

La Svizzera, dopo aver bandito nel 2006 la possibilità di spandimento sul suolo, ha emanato nel 2015 una legge federale che prescrive il mono-incenerimento per i fanghi di depurazione ed il successivo recupero del fosforo dalle ceneri di combustione.

I vantaggi di questa modalità sono evidenti:

- Notevole riduzione della massa e del volume dei fanghi;
- Recupero energetico;
- Recupero di materiale;
- Assenza di maleodorazioni;
- Modesto fabbisogno di territorio.

L'aspetto fondamentale di questa tecnologia risiede nell'affidabilità delle sezioni di recupero energetico e di trattamento delle emissioni.

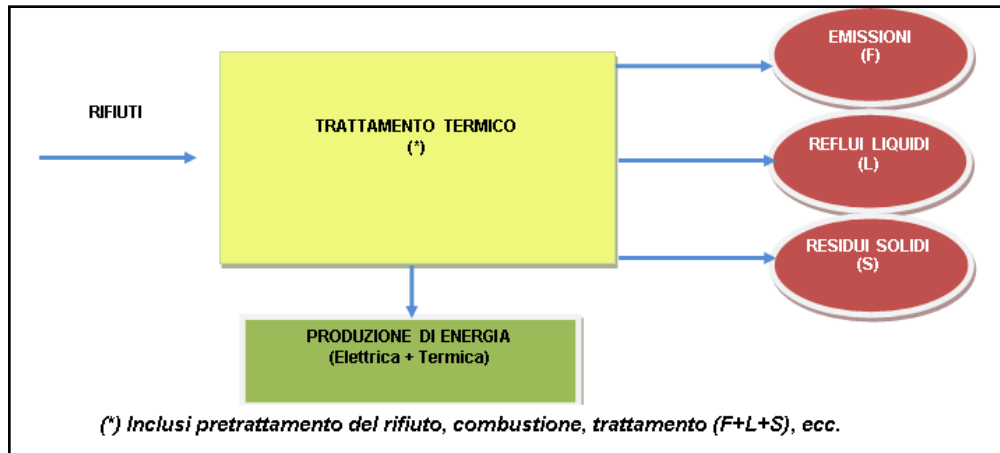
Nell'affrontare questo argomento si fa riferimento principalmente alla relazione conclusiva del sottoprogramma di ricerca "GESTIONE DEI FANGHI DI DEPURAZIONE DELLE ACQUE REFLUE" condotto dal Dipartimento di Ingegneria dell'Ambiente del Territorio e delle Infrastrutture (DIATI) del Politecnico di Torino, commissionato dalla SMAT, per l'individuazione di soluzioni ottimali per la gestione dei fanghi di depurazione.

6.1 I TRATTAMENTI TERMICI

I processi chimici alla base dei trattamenti termici trasformano il materiale di partenza, che può essere costituito da rifiuti, biomasse, fanghi, etc., in sostanze meno dannose per l'uomo e l'ambiente, riducendone drasticamente la quantità destinata allo smaltimento finale. La reazione di combustione realizzata ad alta temperatura disgrega le molecole di partenza formando composti molto più semplici.

I trattamenti trattati sono:

- *La gassificazione;*
- *La pirolisi;*
- *L'incenerimento.*

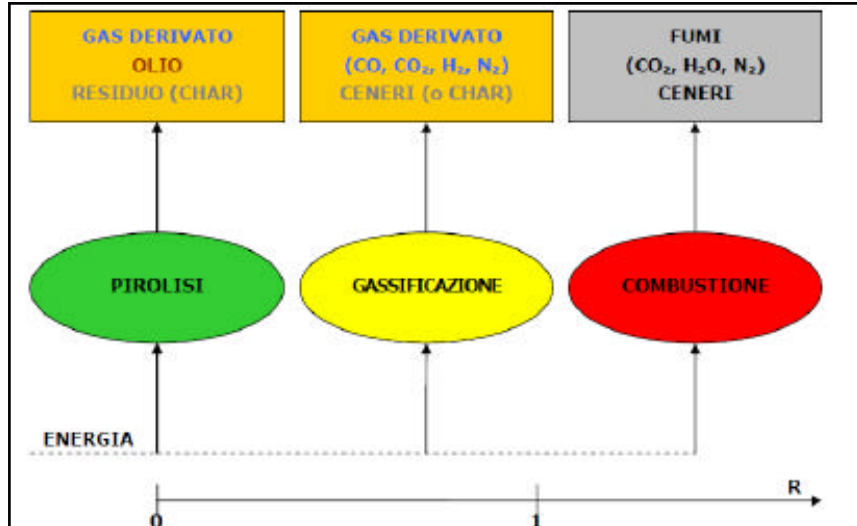


Il trattamento termico: schema semplificato.(Fig.6.1)

L'incenerimento è sicuramente la tecnologia più consolidata e diffusa.
La gassificazione e la pirolisi si propongono come alternativa all'incenerimento.

L'incenerimento è una combustione diretta di un materiale con recupero del calore sensibile dei fumi tramite la generazione di vapore e conseguentemente di energia elettrica.

La pirolisi e la gassificazione portano alla formazione di un gas o di gas più frazione liquida, impiegati: come combustibili utilizzati nell'impianto stesso per produrre energia, come materia prima per la produzione di combustibili commerciabili e/o materie prime ("chemicals") per l'industria chimica.



Processi di trattamento termico, schema.(Fig.6.2)

$$R = \frac{\text{quantità effettiva agente ossidante (aria, ossigeno)}}{\text{quantità teorica (stechiometrica)}}$$

L'*incenerimento* è fondamentalmente una reazione di ossidazione delle sostanze organiche presenti nel materiale in ingresso al reattore che produce molecole semplici che si trovano principalmente sotto forma gassosa in condizioni ambiente (fumi):

Carbonio \rightarrow CO₂;

Idrogeno \rightarrow H₂O;

Zolfo \rightarrow SO₂.

La parte inorganica, tendenzialmente, rimane inalterata nel residuo solido (ceneri o scorie) che deve essere smaltito previo recupero di materiale (fosforo).

Come sostanza ossidante si usa preferibilmente aria, in eccesso rispetto al fabbisogno stechiometrico.

La *gassificazione* trasforma un combustibile solido in un combustibile gassoso

La reazione è una ossidazione parziale che avviene in atmosfera controllata.

Gli agenti gassificanti sono: aria, anidride carbonica, vapore o altro gas reattivo.

Il flusso gassoso prodotto è principalmente composto da: idrogeno, monossido di carbonio, biossido di carbonio e metano.

La composizione è in funzione delle condizioni operative.

Risulta importante la presenza del vapore che facilita la produzione di un gas ricco di idrogeno.

La *pirolisi* è una decomposizione termica del materiale di partenza, condotta in assenza di aria, per azione di energia esterna fornita dalla combustione di parte dei prodotti ottenuti.

Grazie alla rottura delle molecole complesse provocata dal calore si ottiene un gas, una frazione liquida (olio), un residuo solido combustibile (char).

Le caratteristiche e le quantità sono in funzione delle condizioni operative e del materiale di partenza.

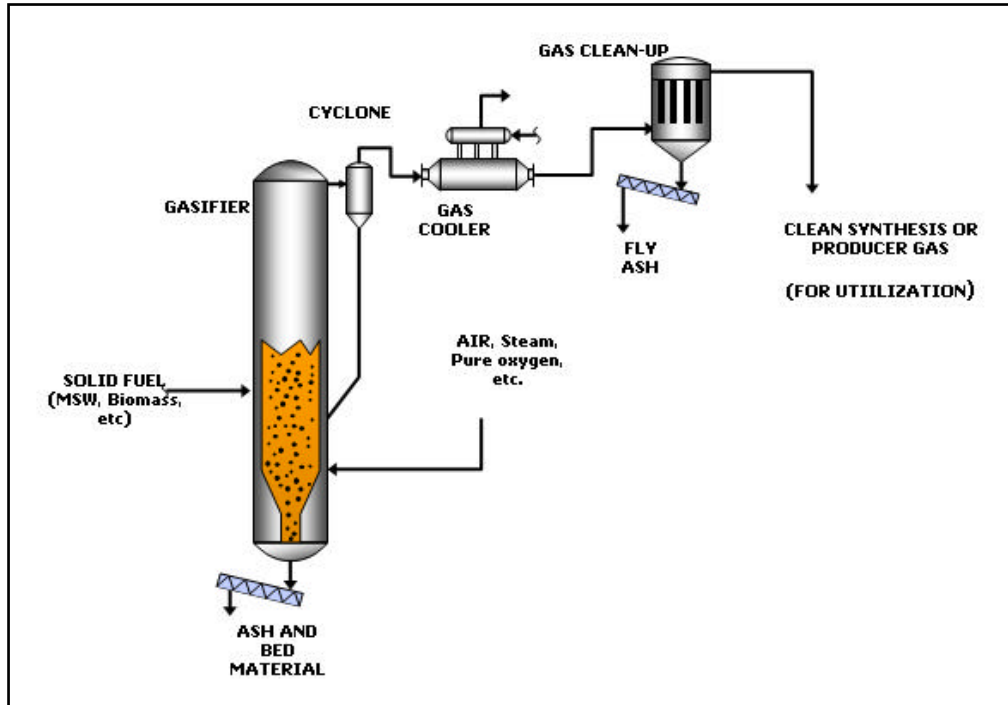
Si sintetizzano i vari aspetti dei trattamenti termici presentati nella Tab.6.1, riportata di seguito.

	Combustione	Gassificazione	Pirolisi
Scopo del processo			
	Massimizzare la conversione del rifiuto a CO ₂ e H ₂ O (produrre gas effluenti ad alta temperatura)	Massimizzare la conversione del rifiuto a CO e H ₂ (produrre gas combustibile ad alto potere calorifico)	Massimizzare la degradazione termica del rifiuto a gas e fasi condensate
Condizioni di esercizio			
Ambiente di reazione	Ambiente fortemente ossidante (elevati eccessi d'aria)	Ambiente riducente (quantità di ossigeno inferiore a quella stechiometrica)	Assenza di ossigeno
Temperatura	Tra 850°C e 1200°C	Generalmente superiore agli 800°C	Tra 500°C e 800°C
Pressione	Generalmente atmosferica	Generalmente atmosferica ma può essere anche elevata	Leggera sovrappressione
Gas reagente	Aria	Aria, ossigeno, anidride carbonica, vapor d'acqua	Nessuno (si usa azoto o parte del gas prodotto)
Output del processo			
Gas prodotti	CO ₂ , H ₂ O	CO, H ₂ , CO ₂ , H ₂ O, CH ₄	CO, H ₂ , CH ₄ e in genere C _n H _m
Inquinanti	SO ₂ , NO _x , HCl	H ₂ S, HCl, COS, NH ₃ , HCN, tar	H ₂ S, HCl, NH ₃ , HCN, tar
Ceneri	Generalmente secche (materiale minerale convertito a ceneri di fondo e ceneri volanti) Trattate e smaltite come rifiuti speciali	Ceneri di fondo, se vetrose, adatte per utilizzo nei materiali di costruzione Ceneri volanti trattate e smaltite come rifiuti speciali	Spesso con contenuto di carbonio non trascurabile Trattate e smaltite come rifiuti speciali
Trattamento del gas			
	Gas effluenti trattati e poi emessi in atmosfera	Gas di sintesi trattati e poi usati per produzione di chemicals o di energia (con successiva emissione in atmosfera)	Gas trattati e poi usati per produzione di chemicals o di energia (con successiva emissione in atmosfera)

Confronto: incenerimento, gassificazione, pirolisi.(Tab.6.1).

6.2 GASSIFICAZIONE

La gassificazione è un processo consolidato ed applicato da quasi 200 anni, soprattutto sul carbone come materia prima. Come abbiamo accennato, l'ossidazione è parziale, condotta in difetto di agente ossidante (aria, aria arricchita con ossigeno, ossigeno puro).



Schema di impianto di gassificazione. (Fig.6.3)

Considerando la gassificazione attuata su rifiuti si ottengono come prodotti:

- una corrente gassosa (“syngas” o gas derivato) come prodotto principale che contiene frazioni condensabili a temperatura ambiente (“tar”);
- un residuo solido, costituito dal residuo solido e dalla frazione organica non convertita.

Le reazioni di ossidazione parziale, fortemente esotermiche, riducono la necessità di apporto di calore dall'esterno, completamente o parzialmente, essenziale per la realizzazione delle reazioni endotermiche di gassificazione.

La temperatura di esercizio è:

- 800 ÷ 1000 °C (gassificazione con aria);
- 1000 ÷ 1400 °C (gassificazione con ossigeno).

Essa, e la sua omogeneità nel sistema, è responsabile delle caratteristiche e della composizione percentuale del gas prodotto nei suoi vari componenti.

6.2.1 Tipologie principali di processo.

Ossidazione parziale con aria.

- Il syngas può contenere fino al 60% di azoto atmosferico;
- Il potere calorifico rientra in un range di 4 ÷ 8 MJ/Nm³.

Ossidazione parziale con ossigeno.

- Il syngas non contiene azoto, chiaramente, quindi
- il potere calorifico risulta più alto, tra $8 \div 14 \text{ MJ/Nm}^3$.

Rispetto alle altre metodologie:

- Portate inferiori di gas;
- Minore tenore di tar;
- Minore produzione di ceneri vetrose (di facile smaltimento);
- Costi aggiuntivi per il rifornimento di ossigeno;
- Problematiche di sicurezza impiantistica.

Ossidazione con vapore.

- Il syngas non contiene azoto;
- il potere calorifico risulta di circa $14 \div 20 \text{ MJ/Nm}^3$.

Rispetto alle metodologie precedenti:

- necessità di sorgente esterna di calore non sviluppandosi reazioni di ossidazione esotermiche;

La gassificazione di rifiuti produce un syngas “sporcato” da composti incondensabili e particelle solide che devono essere rimosse prima dell’ulteriore impiego. Le caratteristiche e la quantità di queste sostanze sono conseguenza del tipo di rifiuto e delle condizioni di esercizio in cui si è condotta la gassificazione.

La gassificazione ha ricevuto un interesse crescente grazie al fatto di offrire alcuni importanti vantaggi:

- la flessibilità del processo nell’abbinare il tipo di rifiuto, l’agente gassificante, le condizioni di esercizio e le caratteristiche del reattore;
- le diverse applicazioni finali del syngas prodotto.

Tendenzialmente, rifiuti con caratteristiche omogenee utilizzati nella gassificazione e nella pirolisi danno risultati migliori.

Le diverse soluzioni impiantistiche dei processi di gassificazione e di pirolisi si differenziano in base al tipo di reattore e in base alle condizioni di esercizio.

Per quanto riguarda le tipologie a cui fanno capo i reattori in uso, possiamo fare le seguenti distinzioni:

- reattori a letto fisso;
- reattori a letto fluido;
- reattori a letto mobile;
- reattori di tipo particolare.

Le soluzioni impiantistiche differiscono principalmente nei tempi di permanenza e nella velocità di riscaldamento come mostrato in Tab.6.2.

	<i>Tempo di permanenza</i>	<i>Velocità di riscaldamento</i>
<i>Letto fisso</i>	dell’ordine di ore	alcuni °C/s
<i>Letto mobile</i>	dell’ordine di minuti	$102 \div 103 \text{ °C/s}$
<i>Reattori particolari</i>	inferiori al minuto	$102 \div 103 \text{ °C/s}$

(Tab.6.2)

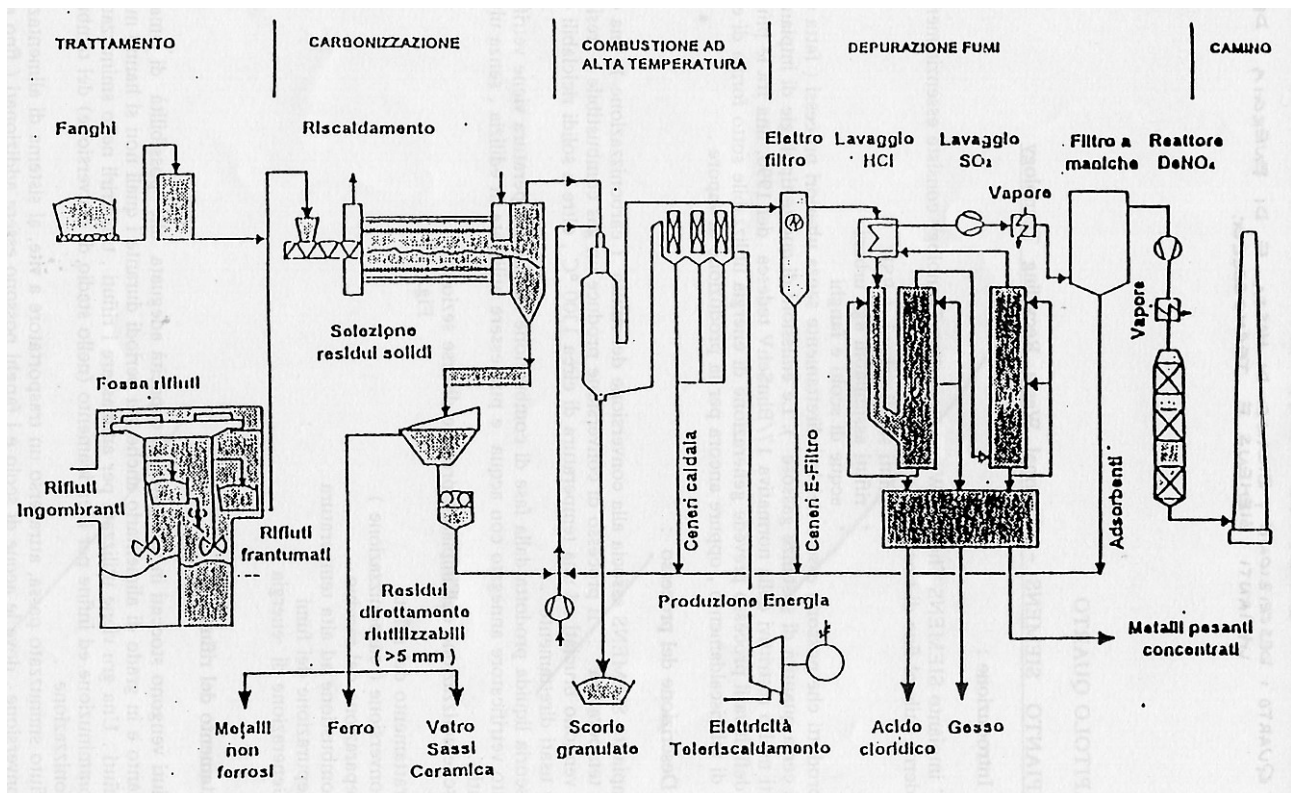
Tipo di Reattore	Modalità di Contatto	
Letto Fisso:	"Downdraft"	Il solido ed il gas si muovono verso il basso, in equicorrente.
	"Updraft"	Il solido si muove verso il basso e il gas si muove verso l'alto, in controcorrente.
	Equicorrente	Il solido e il gas si muovono nella stessa direzione, ad es. come nel caso "downdraft" oppure entrambi verso l'alto.
	Contro corrente	Il solido e il gas si muovono in direzioni opposte (ad es. come nel caso "updraft" ma i flussi delle correnti possono anche essere invertiti).
	Correnti incrociate	Il solido si muove verso il basso, il gas si muove perpendicolarmente, cioè con moto orizzontale.
	Varianti	Letto mescolato, gassificazione in due stadi.
Letto fluido	Bollente	Velocità gas relativamente bassa, il solido inerte resta all'interno del reattore.
	Circolante	Il solido inerte viene trascinato con la corrente gassosa, separato e ricircolato.
	Trascinato	Presenta elevate velocità della fase gassosa più leggera, può essere realizzato in un reattore di tipo ciclonico.
	Reattori accoppiati	La pirolisi (e/o la gassificazione con vapore) avviene nel 1° reattore, il char prodotto viene trasferito nel 2° reattore, dove è combusto per riscaldare l'elemento fluidificante la ricircolazione. Come combustore viene di norma impiegato un letto bollente.
Letto mobile	Varianti	Il solido è trasportato meccanicamente di norma orizzontalmente. Esso è tipicamente usato per processi a bassa temperatura quali la pirolisi. Piani multipli, letto mobile orizzontale, piani inclinati, cilindro con coclea.
Altro	Tamburo rotante	Garantisce un buon contatto gas-solido, tramite la rotazione.
	Vortex	Sfruttano i fenomeni di attrito e abrasione derivanti dall'alta velocità delle particelle per conseguire elevate velocità di reazione.

Tipologie di reattori.(Tab.6.3)

6.2.2 Impianto Siemens - Thermal Waste Recycling Tecnology (TWRT,Germania).

Questo impianto trasforma rifiuti solidi urbani, rifiuti assimilabili agli urbani, acque di scarico e fanghi in prodotti riciclabili senza ulteriori trattamenti.

La fase di *carbonizzazione* genera un gas combustibile e residui carboniosi. Questi ultimi subiranno un'ulteriore combustione ad una temperatura di circa 1300°C insieme a solidi riciclabili ed inceneribili.



Impianto Siemens (TWRT) di termoconversione e recupero dei rifiuti, schema.(Fig.6.8)

I rifiuti solidi vengono sminuzzati ed addizionati alle acque di scarico ed ai fanghi essiccati (che rappresentano al massimo il 25% del peso) prima di essere alimentati alla sezione di carbonizzazione.

Quest'ultima è costituita da un tamburo rotante, leggermente inclinato per favorire la movimentazione del rifiuto, nel quale si realizza una fase preliminare di riscaldamento indiretto in atmosfera povera di ossigeno: in questa fase vengono prodotte le sostanze gassose e contemporaneamente si ottiene una ulteriore omogeneizzazione della miscela.

I residui solidi estratti dal convertitore a circa 450°C vengono raffreddati e vagliati, in modo da separare una frazione grossolana (costituita da materiali ferrosi, vetro, sassi, ceramica, ecc.) ed una frazione fine, polverulenta, che viene inviata al combustore ad alta temperatura per essere bruciata insieme al gas di distillazione formatosi durante la carbonizzazione.

All'interno della camera di combustione si raggiunge una temperatura di circa 1300°C che, associata ad un adeguato tempo di permanenza, garantisce la distruzione di tutte le sostanze organiche presenti nei rifiuti trattati ed il raggiungimento di una buona resa di combustione (i residui carboniosi nelle scorie sono in percentuale inferiore allo 0.2%).

La temperatura di combustione è superiore di circa 100-150°C al punto di fusione delle ceneri, che perciò vengono estratte nello stato di scoria fusa: questa viene sottoposta a brusco raffreddamento in acqua che ne provoca la vetrificazione sotto forma di sostanze granulari, eventualmente utilizzabili nel campo edilizio senza ulteriori trattamenti.

L'energia dei fumi di combustione viene recuperata in caldaia, con produzione di vapore utilizzabile per la generazione di energia elettrica e/o per il teleriscaldamento; i fumi vengono infine inviati ad un sistema di depurazione, molto simile costruttivamente a quelli adoperati nei moderni impianti di incenerimento, con lo scopo di abbattere tutti i maggiori inquinanti (polveri, ossidi di azoto, diossine, furani, HCl, metalli pesanti, SO₂).

Eventualmente è possibile recuperare e produrre, nel corso dei vari trattamenti, sostanze importanti per l'uso industriale (HCl, CaSO₄) e/o civile-edilizio (gesso, malte, inerti da costruzione), con vantaggi, dal punto di vista ambientale, derivanti dal risparmio delle materie prime corrispondenti.

In questo modo le emissioni sono ridotte al minimo e non risultano essere penalizzanti per l'ambiente circostante; esse rientrano abbondantemente nei limiti molto restrittivi della normativa tedesca.

Questa tecnologia consente un notevole recupero energetico sia sotto forma di energia elettrica sia sotto forma di energia termica, che altrimenti andrebbero perdute. Si stima che si riesca a convertire in energia elettrica più del 75% dell'energia inizialmente contenuta nei rifiuti.

La produzione di energia elettrica può raggiungere i 450 kW per ogni tonnellata di rifiuti trattata.

L'eccedenza energetica può essere eventualmente venduta.

6.2.3 Impianto pilota di gassificazione fanghi di Freiberg (Germania)

L'impianto costruito dalla Preussang Noell applica il processo di conversione Noell ai fanghi di depurazione.

La portata di progetto è di 0,5 Mg/h di fango o di RSU (in funzione del contenuto di solidi totali).

La gassificazione è attuata con ossigeno puro in pressione (di 2,6 MPa o di 0,6 MPa).

L'alimentazione viene preventivamente essiccata e sminuzzata in grani di dimensioni < 500 µm prima di essere inviata al reattore. In esso l'atmosfera è riducente essendoci un difetto di ossigeno rispetto allo stechiometrico. Di conseguenza il syngas che si produce è ricco di CO e di H₂.

Si hanno inoltre le seguenti trasformazioni:

- Zolfo \rightarrow $\text{H}_2\text{S} + \text{COS}$;
- Cloro \rightarrow HCl ;
- Fluoro \rightarrow HF ;
- Azoto (introdotto come N_2) \rightarrow $\text{NH}_3 + \text{HCN}$.

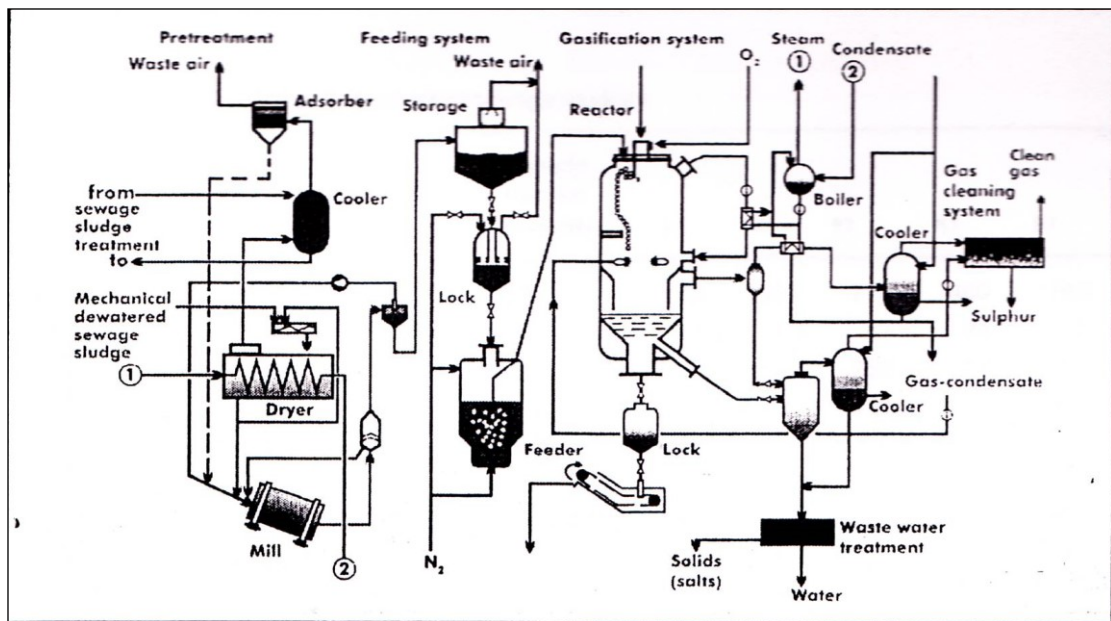
Il syngas caldo e le scorie sono inviate al quenching dove subiscono un forte raffreddamento che per il gas avviene tramite iniezione di acqua fino ad una temperatura di circa 200°C mentre le scorie vengono immerse in un contenitore pieno di acqua dove subiscono una vetrificazione causata dallo shock termico e sono scaricate periodicamente.

Queste scorie sono stabili chimicamente ed hanno buone caratteristiche meccaniche, vengono, infatti, riutilizzate in edilizia.

Il syngas, saturo di vapor d'acqua, con l'acqua del quench e le scorie fini sono prelevati in continuo dai reattori.

Fase di scrubbing: il syngas è separato dalla fase solida e liquida facendolo passare in uno scrubber Venturi seguito da un idrociclone. Il secondo stadio di scrubbing rimuove i solidi dall'acqua che viene ricircolata al quench.

La desolfurazione del syngas avviene mediante un processo di ossidazione diretta. Dopo il raffreddamento e la rimozione dell'ammoniaca mediante iniezione di acqua, il flusso del syngas viene direzionato in un reattore di contatto dove l' H_2S è ossidato al fine di formare zolfo elementare. Il syngas è rimosso dal top del reattore ed alimentato al generatore a vapore.



Impianto di gassificazione di Freiberg, schema. (Fig.6.9)

Dal 1996, con questo impianto sono state analizzate varie tipologie di fanghi soffermandosi maggiormente sull'analisi delle *emissioni* e sulla *qualità dei prodotti*.

Dal punto di vista delle emissioni, i due parametri maggiormente analizzati sono stati concentrazioni di diossine/furani e concentrazioni di mercurio. Dall'analisi condotta è stato verificato che entrambe le concentrazioni in questione si attestano al di sotto dei limiti stabiliti dalla normativa vigente nazionale senza dover ricorrere a sofisticati sistemi di depurazione dei fumi.

Dal punto di vista della qualità degli effluenti, per ciò che riguarda il syngas esso presenta una qualità tale da poter essere utilizzato in sistemi quali: motori a gas, turbine a gas, turbine a vapore, anche se l'ottenimento di buoni risultati dovrà comunque essere verificato. Dal punto di vista della

qualità delle ceneri le stesse risultano essere delle ceneri vetrificate e pertanto possono trovare utilizzo nell'industria edile.

6.3 PIROLISI

In questo processo la trasformazione termica avviene in totale assenza di agente ossidante.

Vista la presenza di ossigeno, anche rilevante, nei materiali trattati, ottenere la totale assenza di questo elemento appare molto difficile, di conseguenza concomitante alla pirolisi avviene l'ossidazione di alcuni composti.

L'apporto di calore necessario al processo endotermico si ottiene dalla combustione di parte dei prodotti preferibilmente gassosi.

La temperatura di esercizio è nell'intervallo: $400 \div 800$ °C.

Il calore che si sviluppa durante il processo di pirolisi provoca la rottura di molecole complesse dando origine a composti più leggeri.

Si ottengono:

- il “*gas di pirolisi*” è il $15 \div 30\%$ in peso della carica. La percentuale varia in modo direttamente proporzionale alla temperatura di esercizio. I costituenti del gas sono: H_2 , CO, CO_2 , idrocarburi leggeri (metano, etano, etilene ed acetilene) e altri composti in quantità minime;
- l’*“olio”*, cioè la frazione liquida a temperatura ambiente che si ottiene dalla condensazione della fase vapore ed è il $50 \div 60\%$ in peso della carica. E' costituito dal $60 \div 80\%$ di umidità, sostanze organiche complesse (alcoli, chetoni, idrocarburi condensabili di varia natura);
- il “*char*”, residuo solido combustibile che rappresenta il $20 \div 30\%$ della carica. Il potere calorifico sta nell'intervallo $5.000 \div 6.000$ kcal/kg. I costituenti sono sostanze a base carboniosa che differiscono in base alla temperatura di pirolisi:
 - $T = 400 \div 500$ °C sono simili ai carboni bituminosi,
 - $T = 800 \div 900$ °C sono simili ai carboni di tipo antracitico.

Questi prodotti possono avere diverse applicazioni. Sicuramente, quando la materia prima è costituita da rifiuti, la più diffusa è l'utilizzo come combustibile per la produzione di energia.

Le condizioni operative (soprattutto temperatura, T, e tempo di esposizione, t) ed il materiale trattato influenzano le caratteristiche e le quantità dei prodotti di pirolisi

Si classifica la pirolisi secondo le categorie di seguito riportate.

- *Carbonizzazione o slow pyrolysis*:
 - basse velocità di reazione;
 - $T = 300 \div 500$ °C;
 - massima resa in prodotti solidi, char.
- *Pirolisi convenzionale*: la quantità dei prodotti solidi, liquidi e gassosi è funzione della temperatura operativa.
- *Pirolisi fast o flash*: massima resa in composti leggeri (gassosi o liquidi) che previo trattamento possono essere utilizzati come combustibili o nell'industria chimica. Il gas che si ottiene ha un potere calorifico dell'ordine di $3.500 \div 5.000$ kcal/Nm³.

La produzione di char è favorita da t elevati e T moderate.

Le frazioni liquide sono favorite da t modesto e T medio-alte.

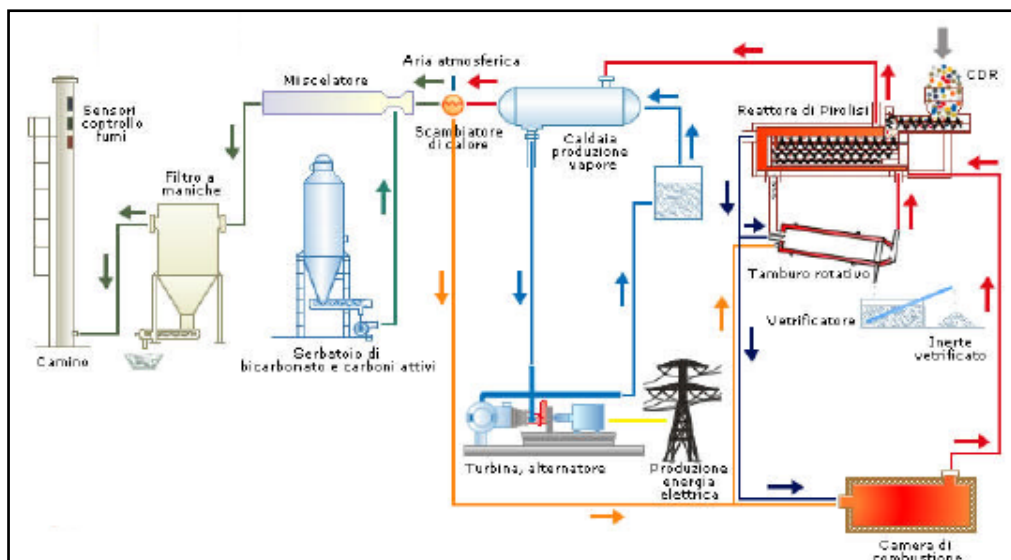
Esempio: con $t \leq 1$ s. e $T \approx 500$ °C si ha una resa in liquidi dell'80% del materiale di partenza congelando le reazioni e condensando le frazioni gassose formate con un brusco raffreddamento tramite quenching che impedisce il progredire delle reazioni verso composti più leggeri che rimarrebbero gassosi in condizioni ambiente.

6.3.1 Soluzioni impiantistiche

Le migliori prestazioni del processo di pirolisi si sono ottenute utilizzando il tamburo rotante con riscaldamento diretto. In linea di massima, comunque, le apparecchiature utilizzate per realizzare pirolisi e gassificazione sono pressoché le medesime.

Le sezioni che costituiscono un impianto di pirolisi sono:

- alimentazione: avviene tramite sistemi che ostacolano l'ingresso dell'aria esterna nel reattore di pirolisi;
- reattore di pirolisi;
- camera di combustione gas di pirolisi-vevtrificazione: avviene la combustione parte dei gas di pirolisi;
- caldaia a recupero per produzione di vapore;
- unità di trattamento fumi;
- sistema di controllo, impianto elettrico, quadro comandi;
- produzione elettrica.



Impianto pirolitico, schema.(Fig.6.10)

6.3.2 Impianto di pirolisi di Subiaco (Australia)

Località: Subiaco, vicino Perth (Australia).

Anno: 2001.

Progetto: ESI (Environmental Solutions International) Enersludge.

Tipologia: impianto di pirolisi.

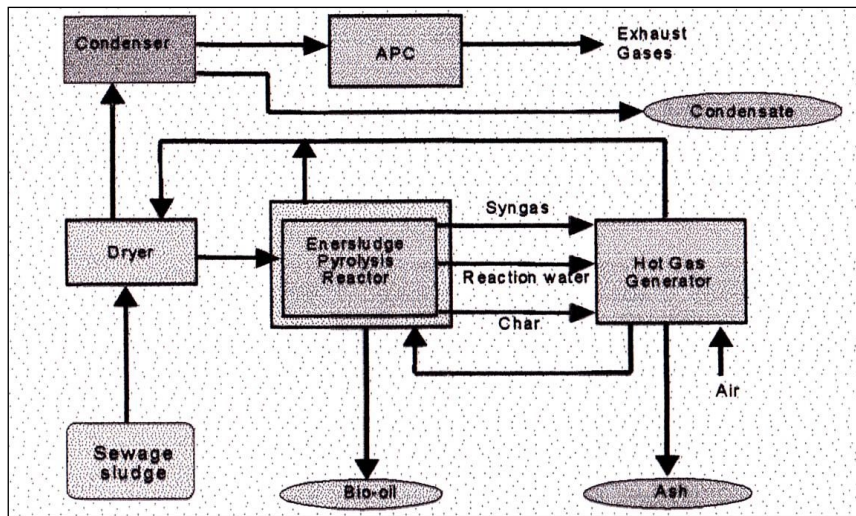
Alimentazione: fanghi di depurazione.

Il processo Enersludge trasforma termochimicamente il materiale organico in bio-olio, char, syngas e acqua di reazione, in assenza di ossigeno.

La conversione è operata in due reattori:

- nel primo reattore, alla temperatura di 450°C, il 60% in peso di fanghi essiccati (90 ÷ 95% di s.s.) viene trasformato in gas;
- nel secondo reattore la fase gassosa entra in contatto con il char, anch'esso proveniente dal primo reattore, dando inizio alla trasformazione in bio-olio.

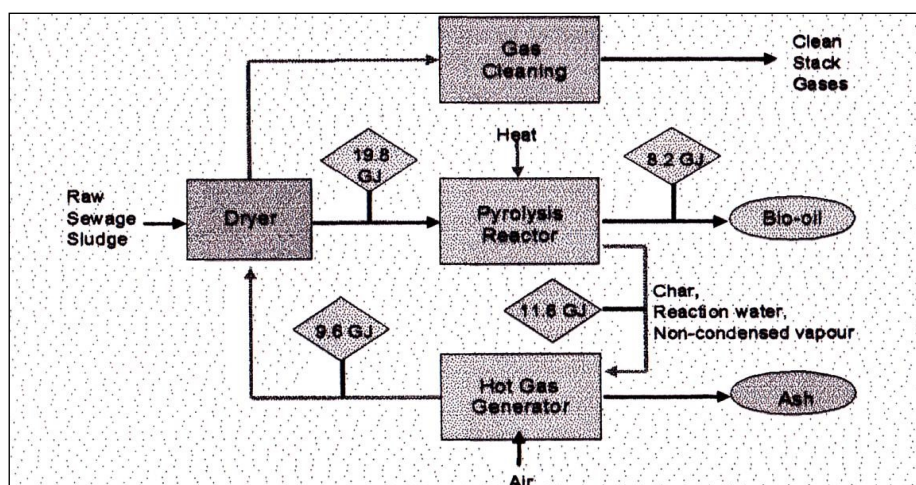
Il char, il syngas e l'acqua di reazione vengono normalmente bruciati (in genere in un combustore a letto fluido) per generare energia termica utilizzata per l'essiccamento dei fanghi.



Processo di pirolisi Enersludge, schema. (Fig.6.11)

Prodotti Enersludge	Fango di depurazione non digerito		Fango di depurazione digerito	
	Rendimento (%)	% di energia nel fango	Rendimento (%)	% di energia nel fango
Bio-olio	30	60	20	50
Char	45	32	55	40
Syngas	13	5	13	7
Acqua di reazione	12	3	12	3

Dati relativi ai principali prodotti derivanti dall'impianto. (Tab.6.4)



Bilancio di energia processo Enersludge. (Fig.6.12)

6.3.3 Metodo BioForceTech

BioForceTech ha sviluppato un particolare metodo di trattamento dei fanghi di depurazione che consiste nei seguenti passaggi: bioessiccazione, pirolisi, uso del biochar.

Con la bioessiccazione i fanghi subiscono un compostaggio aerobico a 70 °C, nel quale il calore sviluppato nei processi naturali di biodegradazione viene usato per rimuovere l'acqua, insieme ad un sistema di rimozione forzata. In circa 48 ore il contenuto di umidità passa al 30%.

L'aria in uscita dal bioessiccatore viene inviata ad un biofiltro, che riduce del 90% le emissioni odorigene.

I fanghi essiccati in uscita risultano praticamente sterilizzati ed esenti da microrganismi patogeni.

Una tipica unità di bioessiccazione è costituita da un tamburo ottagonale rotante su un asse inclinato, in cui vengono caricate fino a 9 tonnellate di fanghi per 40 ÷ 60 ore.

Il vapor d'acqua che evapora viene condensato e l'acqua così ottenuta inviata al depuratore.

L'impianto risulta semplice e compatto, costituito dal reattore e da due ventilatori (uno per l'ingresso di aria, uno per l'uscita di gas e vapor d'acqua).

I fanghi essiccati vengono poi riscaldati a 350 ÷ 600 °C in uno reattore chiuso in acciaio inox, detto P-Five, che è stato progettato per ottenere la massima produzione di materiale gassoso.

Il gas viene immediatamente bruciato in uno speciale reattore senza fiamma.

La combustione del syngas prodotto senza fiamma, consente una minore temperatura di combustione, con conseguente riduzione delle emissioni di NOx.

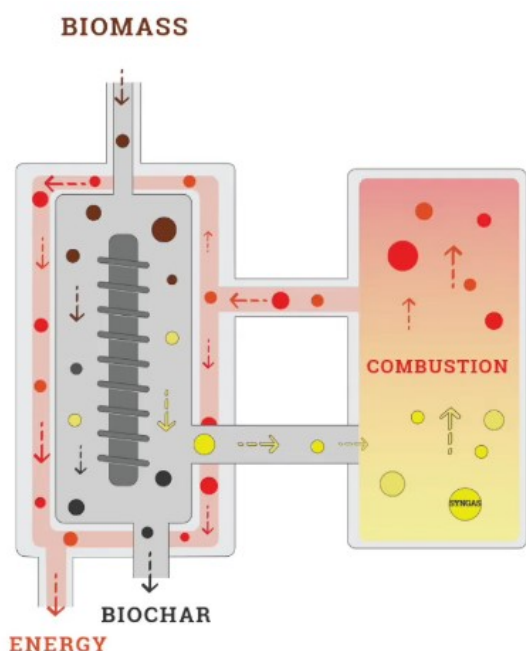
Il calore per la pirolisi è proprio ottenuto dalla combustione senza fiamma dei gas prodotti dalla pirolisi stessa: grazie al sistema di recupero termico, una volta avviata la pirolisi si autosostiene, con un flusso di materiale in entrata da 200 ÷ 400 kg/h.

L'elevata temperatura di combustione (≈ 450°C) assicura l'assenza di materiali condensabili nei fumi e garantisce il completo sfruttamento dell'energia termica disponibile.

Un'unità di pirolisi può ricevere il prodotto di circa sei unità di bioessiccazione.

Il bilancio finale del processo prevede che da 1 tonnellata di fanghi (al 20% di s.s.) si ottengano circa 90 kg di biochar.

Il biochar è un carbone utilizzato come ammendante per il suolo. Si presenta in uno stato solido, è ricco di carbonio, può resistere nel terreno per migliaia di anni, può aumentare la fertilità del suolo di terreni acidi (terreni a basso pH), aumentare la produttività agricola e fornire protezione contro alcune malattie fogliari e del suolo.



Una volta raggiunta la temperatura del processo di pirolisi, i gas di scarico dalla camera di combustione passano attraverso l'intercapedine tra il tubo centrale e l'involucro esterno del piro-reattore, garantendo le temperature necessarie per il processo di pirolisi che diventa in questo modo autosufficiente.

Reattore P-Five, schema. (Fig. 6.13)

6.4 INCENERIMENTO

Il processo di incenerimento consiste in una combustione (ossidazione) ad alta temperatura, che trasforma i rifiuti combustibili solidi, liquidi o gassosi in anidride carbonica, vapor d'acqua, scorie e ceneri.

A seconda delle caratteristiche del materiale alimentato si possono ottenere, in quantità variabili, altri effluenti, quali anidride solforosa o particolato.

L'incenerimento risulta quindi esser una tecnica di smaltimento finalizzata alla distruzione della frazione organica con conseguenti drastiche riduzioni in massa e volume.

I residui del processo (scorie, ceneri) non presentano problemi di degradazione biologica, risultano stabilizzati e sicuri sotto l'aspetto igienico-sanitario, per effetto delle elevate temperature raggiunte, possono quindi essere conferiti in discarica senza problemi di produzione di biogas e percolato ad elevato carico organico.

Il processo di incenerimento viene identificato con la combustione diretta dei rifiuti anche se, in accordo a quanto enunciato all'art. 3 della direttiva 2000/76/CE (recepita dal D. Lgs. 11/05/2005 n.133 che di fatto costituisce la normativa di riferimento sull'incenerimento, cfr. cap. 1.3) in tale accezione sono inclusi anche "*...altri procedimenti di trattamento termico quali, ad esempio, la pirolisi, la gassificazione e i procedimenti del plasma, sempre che le sostanze risultanti dal trattamento termico siano successivamente incenerite*". In altre parole anche gli impianti basati su processi termici operanti in condizioni parzialmente ossidative (gassificazione) o in atmosfera inerte (pirolisi), qualora i prodotti combustibili risultanti dal trattamento siano combustibili "tal quali", senza alcun trattamento preventivo, all'interno dello stesso impianto sono, dal punto di vista normativo equiparate alla combustione diretta dei rifiuti.

6.4.1 Vantaggi-Svantaggi

Il vantaggio più evidente consiste nella drastica riduzione del volume dei fanghi da smaltire, fino a circa 80 volte nel caso di fanghi umidi e fino a 15 volte nel caso di quelli essiccati: l'impatto ambientale derivante dalla messa in dimora nelle discariche controllate dei residui dell'incenerimento (che possono ormai essere considerati dei *rifiuti inerti*) risulta pertanto decisamente inferiore.

Occorre inoltre ricordare che l'operazione di termodistruzione, se correttamente condotta, annulla il contenuto di sostanze tossiche eventualmente presenti, trasformandole in altre più tollerabili sotto il profilo ambientale.

Un altro aspetto positivo di questa metodologia di smaltimento consiste nella possibilità di operare un recupero energetico dai fumi, che consente di rendere l'impianto autosufficiente per quanto riguarda i consumi necessari per la sua conduzione, nonché di minimizzare l'impiego di fonti esterne di energia.

Non bisogna infine sottovalutare la riduzione dei disagi imposti all'area circostante l'impianto di depurazione (cattivi odori, transito di autocarri) derivanti dalle operazioni di movimentazione dei fanghi verso i luoghi di smaltimento.

Gli svantaggi connessi a questo tipo di tecnologia interessano soprattutto aspetti economici, gestionali e ambientali.

Dal punto di vista economico sono rilevanti sia i costi di investimento sia quelli di esercizio, per cui si tratta di una metodologia consigliata in particolare per impianti di depurazione che trattano più di 100.000 A.E.

Difficoltà nascono anche per quanto riguarda la conduzione dell'impianto, che richiede la presenza di personale qualificato, mentre le elevate temperature raggiunte nelle apparecchiature rendono indispensabili l'utilizzo di materiali idonei ed abituali interventi di manutenzione.

Le problematiche legate all'impatto ambientale riguardano innanzitutto la possibilità di dare luogo a fenomeni di inquinamento secondario, da un lato per le emissioni gassose ed i reflui liquidi derivanti dalle operazioni di abbattimento dei fumi e delle ceneri, dall'altro per i problemi di smaltimento che potrebbero essere connessi con lo smaltimento delle scorie residue del processo.

6.4.2 Il processo di incenerimento

La combustione dei fanghi viene ottenuta attraverso alcuni passaggi fondamentali:

- *evaporazione dell'acqua* in essi contenuta;
- *riscaldamento dei fanghi e della frazione inerte* fino alla temperatura di processo (corrispondente a circa 900°C);
- *riscaldamento dell'aria di combustione* fino a 900°C circa;
- *ossidazione* di tutta la frazione organica e di parte della frazione inorganica;
- *reintegro delle perdite di calore*.

Dal punto di vista energetico, il contributo più importante per la realizzazione del processo deve essere fornito dal potere calorifico della sostanza che viene incenerita (frazione organica secca combustibile del fango), eventualmente integrato, ma solo in minima parte, da fonti esterne di energia.

Poiché il PCI di una sostanza è pari al valore del PCS al netto del calore necessario per l'evaporazione dell'acqua presente nei fumi (sia proveniente dall'umidità iniziale dei fanghi sia prodotta durante la combustione), è evidente che nell'incenerimento dei fanghi è molto importante il loro tenore di secco: per facilitare l'operazione è infatti opportuno sottoporre il fango ad un'efficace disidratazione meccanica o addirittura ad un essiccamento, con lo scopo di ridurre il contenuto di acqua che dovrà poi essere allontanato nel forno di incenerimento (che è proprio la fase che richiede il maggior consumo di energia termica).

I valori riferiti ai fanghi dell'impianto di depurazione SMAT:

<i>Tipologia fango</i>	<i>PCI (kcal/kg fango t.q.)</i>
<i>Fango centrifugato</i>	390
<i>Fango filtro pressato</i>	660
<i>Fango essiccato</i>	2.770

Fonte SMAT.(Tab.6.5)

Aria di combustione.

La quantità di aria che garantisce una corretta combustione deve in realtà essere superiore all'aria teorica calcolata e l'*eccesso di aria* (ovvero il rapporto tra l'aria pratica e l'aria teorica) dipende in particolare dalle caratteristiche e dalla pezzatura del combustibile utilizzato.

Di solito, per ottenere una combustione ottimale sarebbe sufficiente rispettare per l'eccesso d'aria i limiti prescritti dalla normativa, cioè tenore minimo di ossigeno nei fumi pari al 6% in volume, in base a questo valore si valuta poi il volume complessivo dei fumi generati dalla combustione, dell'acqua evaporata e di reazione e di conseguenza si stima l'eccesso d'aria necessario.

In realtà bisogna anche tener conto dell'influenza esercitata dalla tecnologia di combustione adottata: per esempio l'eccesso d'aria può raggiungere anche il 200% nei forni a piani multipli o a

tamburo rotante, mentre è inferiore nei forni a letto fluido, perché vengono garantite migliori condizioni di miscelazione nella camera di combustione.

Inoltre per i fanghi è sempre necessario prevedere notevoli eccessi di aria, in funzione soprattutto dell'elevato tenore di umidità iniziale, che produce un volume consistente di vapore nei fumi; anche nel caso dell'incenerimento di fanghi con basso contenuto di umidità (fanghi sottoposti preventivamente ad essiccamento termico) può non essere sufficiente l'eccesso d'aria valutato sulla base dei limiti imposti dalla normativa.

Per questi motivi si considera sempre un tenore di ossigeno residuo nei fumi superiore, in modo da garantire il valore minimo del 6% anche in condizioni di esercizio sfavorevoli.

Temperatura di combustione.

Il valore della temperatura raggiunta in camera di combustione permette di stabilire se la combustione del fango si autosostenta oppure se è necessario il ricorso ad un combustibile ausiliario (quando la temperatura calcolata dal bilancio termico è inferiore rispetto alla temperatura di combustione del fango).

In realtà durante le fasi iniziali del processo si ha solo l'essiccamento del fango, per cui è possibile operare a temperature più basse (l'acqua interstiziale è allontanata a partire da $80 \div 100^{\circ}\text{C}$ e l'acqua legata evapora a 180°C); per temperature dell'aria superiori ai 400°C inizia la combustione dei prodotti volatili che si liberano dai fanghi, mentre la combustione vera e propria delle sostanze solide termina intorno ai 700°C .

In base a queste informazioni si possono pertanto valutare tutti i parametri relativi ai fanghi ed alle condizioni di combustione (tenore di secco, contenuto di sostanze combustibili, potere calorifico, eccesso d'aria, ecc.) tali per cui la combustione non necessita dell'intervento di combustibile esterno.

Per migliorare il rendimento termodinamico della combustione bisogna ridurre il potere calorifico necessario all'autosostentamento; questo risultato viene raggiunto essenzialmente in due modi diversi:

- *utilizzando tecnologie che richiedono minori eccessi di aria*, come ad esempio i forni a letto fluido oppure la combustione in difetto di aria, rispettando però il limite del 6% per l'ossigeno residuo nei fumi di combustione;
- *preriscaldando l'aria in ingresso con il calore dei fumi in uscita*, con l'accorgimento di evitare problemi di corrosione derivanti dalla condensazione degli acidi contenuti nei fumi.

In ogni caso, comunque, per garantire l'*autotermicità* della combustione il potere calorifico del fango umido tal quale non può essere inferiore a 6.000 kJ/kg , valore che può essere raggiunto realizzando la disidratazione meccanica dei fanghi freschi mediante filtropressa, o tramite essiccazione, e pertanto in corrispondenza di ben precisi tenori di secco e di sostanza organica (definiti a loro volta in base alla temperatura minima di combustione ed al tenore di ossigeno residuo nei fumi).

Le caratteristiche dei fanghi, come tenore di sostanza secca, di sostanza organica e PCI, influenzano in modo diretto la temperatura di combustione ed il fabbisogno di combustibile ausiliario durante i processi di incenerimento con o senza recupero termico.

In generale si possono fare le seguenti considerazioni:

- è possibile garantire il livello termico di autosostentamento con temperature di combustione di 850°C soltanto per fanghi con PCI di almeno 5.000 kJ/kg di fango umido ed un tenore di secco superiore al 35-40%, mentre per raggiungere temperature di combustione superiori a 950°C il fango deve avere un PCI di 6.000 kJ/kg e tenore di secco del 40%;
- il tenore di ossigeno residuo richiesto nei fumi è direttamente proporzionale all'eccesso di aria ed al PCI minimo necessari per assicurare condizioni di combustione autotermica;

a parità di PCI e di ossigeno residuo nei fumi, un fango più umido (minore tenore di secco, ma maggiore frazione volatile) sviluppa minori temperature di combustione (di circa 30-40°C passando dal 35% al 25% di sostanza secca) e pertanto richiede un maggiore eccesso di aria (è maggiore la quantità di vapore nei fumi prodotti e quindi il volume complessivo degli stessi).

6.4.3 Camera di combustione

La camera di combustione definisce il tipo di impianto di incenerimento

- Forno a piani multipli;
- Forno a letto fluido;
- Forno rotante;
- Forno a griglia.

Forno a piani multipli.

Il forno è costituito da un corpo cilindrico verticale in acciaio ($d = 2 \div 8$ m) rivestito internamente di materiale refrattario ed isolante, provvisto di un certo numero di piani orizzontali (da 5 a 12) anch'essi rivestiti di refrattario, alternativamente con scarico centrale e periferico, che dividono il forno in una serie di camere. Un albero centrale ruotante attorno all'asse verticale del forno supporta dei bracci corredati da una serie di aspi e palette che frantumano e movimentano il fango facendolo avanzare sul singolo piano fino alla zona di caduta sul piano sottostante.

La sommità del forno ha un orifizio nel quale vengono introdotti i fanghi disidratati da trattare.

I piani sono alternativamente a scarico periferico (con aperture attraverso le quali il fango, sospinto dalle angolature delle aspi, delle palette e dei bracci, cade nel piano sottostante) e a scarico centrale (con una apertura centrale di scarico realizzata in modo da mantenere una luce abbastanza grande fra il bordo del piano di scarico ed il rivestimento isolante dell'albero centrale).

L'albero e i bracci sono raffreddati con aria alimentata da un ventilatore che può essere riutilizzata totalmente o parzialmente come aria di combustione preriscaldata. Essa può essere inviata, tramite telecomando delle valvole, totalmente o parzialmente al camino a tiraggio forzato per essere miscelata ai gas di combustione preventivamente depurati, al fine di eliminare o almeno ridurre (in base alle condizioni igrometriche e termiche dell'ambiente), il pennacchio bianco.

Durante la combustione i gas circolano verso l'alto, mentre i fanghi vengono spostati verso il basso, si crea così un controcorrente.

All'interno dell'inceneritore si distinguono tre zone:

- una prima zona di *essiccazione* che interessa i piani superiori del forno, dove ha luogo l'evaporazione dell'umidità libera del fango, ovvero l'essiccazione del fango umido a spese del calore sensibile dei gas combustibili, la cui temperatura può diminuire notevolmente (da 900°C a 450°C);
- una seconda zona di *combustione* che comprende i piani intermedi del forno, nei quali avviene la termodistruzione della sostanza organica contenuta nei fanghi. La temperatura di esercizio si aggira attorno ai 900 °C;
- una terza zona di *raffreddamento* delle ceneri che comprende gli ultimi piani inferiori del forno. Le ceneri cedono il proprio calore all'aria alimentata, preriscaldandola prima di raggiungere la zona di combustione.

Svantaggi:

- come abbiamo accennato, i gas caldi della zona di combustione lambiscono i fanghi freddi ed umidi nei piani superiori (zona di essiccamento) e perdono in tal modo gran parte del loro calore.

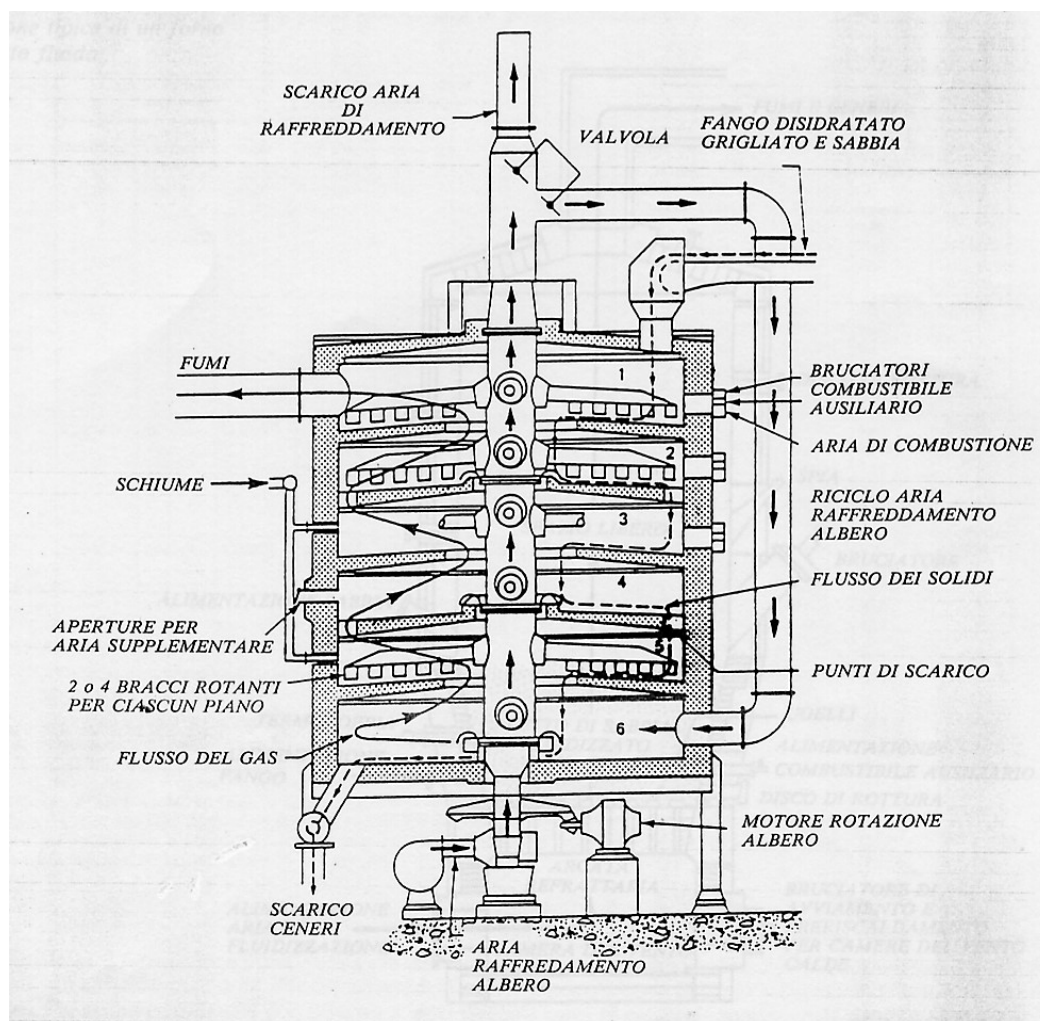
La temperatura dei gas può scendere da 900 °C a circa 450 °C per effetto di questo scambio termico comportando così un notevole aggravio per i costi di gestione; tale aggravio può essere ridotto solo in parte mediante l'uso di aria di combustione preriscaldata. A valle del forno descritto è quindi necessaria l'installazione di un sistema di post-combustione che consenta di portare i gas di scarico alla temperatura di 850 °C con un tempo di reazione minimo di 2 secondi;

- difficoltà ad operare in discontinuo, in quanto la massiccia presenza di materiale refrattario rende necessari tempi piuttosto lunghi per portare a temperatura di regime i diversi piani, e la possibilità di avere sviluppo di odori molesti a causa dell'estrazione da parte dell'aria di combustione di composti volatili maleodoranti contenuti nel fango.

Vantaggi:

- semplicità di esercizio e di manutenzione, durata e flessibilità di funzionamento, che consente di assorbire senza difficoltà variazioni sia nella qualità sia nella portata del fango in ingresso;

- il limite di concentrazione in solidi per il quale la combustione risulta autosostentante (non è richiesto combustibile ausiliario) è solo del 25-30%, in quanto tale forno assicura una notevole efficienza termica, per cui il calore sviluppato viene recuperato all'interno dell'apparecchiatura per il pre-essiccamento dei fanghi e per il riscaldamento dell'aria di combustione; in questo caso, anzi, quando il contenuto di solidi è superiore può essere necessario asportare il calore per mantenere all'interno del forno le condizioni ottimali di temperatura (si alimenta una quantità superiore di aria di combustione, con conseguente aumento della portata dei fumi).



Forno di incenerimento a piani multipli, sezione. (Fig. 6.14)

Forno a letto fluido.

Il forno a letto fluido è costituito da una camera di combustione cilindrica ($d = 3 \div 8$ m) all'interno della quale viene mantenuto un certo quantitativo di materiale inerte (il "letto", $h = 0,5 \div 0,8$ m), di solito sabbia carbonatica (i carbonati, infatti, reagiscono con l'ossigeno e il biossido di zolfo, e formano solfati di calcio che vengono eliminati unitamente alle ceneri del letto consentendo così di ridurre le emissioni inquinanti di SO_2), tenuto in sospensione ("fluido") da una corrente ascendente di aria (che funge anche da comburente), immessa attraverso una griglia di distribuzione posta sul fondo, che sostiene il tutto, dotata di ugelli che permettono l'immissione dell'aria di fluidizzazione. Il movimento del letto di sabbia garantisce un buon contatto comburente - combustibile, oltre a una notevole uniformità di temperatura e di miscelazione, che contribuiscono a garantire una combustione costante e completa.

Questa apparecchiatura, messa a punto inizialmente nell'industria petrolchimica, è stata adattata successivamente alla combustione di combustibili piuttosto omogenei e di pezzatura ridotta. I materiali in ingresso, debbono dunque subire un pretrattamento, costituito, come minimo, da operazioni di triturazione e vagliatura. Questa tecnologia si è inoltre largamente affermata per il trattamento di fanghi da depurazione di acque reflue, soprattutto per trattamenti combinati di essiccamento termico + incenerimento, dove il calore recuperato è principalmente destinato alla fase di essiccamento, evitando così l'impiego di combustibili fossili.

In linea generale i combustori a letto fluido, sulla base della pressione d'esercizio, si differenziano in letti fluidi a pressione atmosferica e letti in pressione. Questi ultimi applicati a diversi processi in campo industriale, presentano particolare interesse per la loro potenzialità nel consentire l'integrazione tra la fase di trattamento termico e quella di recupero energetico, tramite il loro inserimento come combustori in cicli con turbina a gas. Tuttavia le attuali problematiche nel trattamento dei gas prodotti prima dell'invio in turbina ne limitano ancora l'applicazione al caso dei rifiuti e dei fanghi, per i quali si adottano esclusivamente letti a pressione atmosferica.

La tecnologia più diffusa risulta essere quella del letto a pressione atmosferica, in tale campo sono presenti due varianti di letto: letto fluido "bollente" (detto anche "convenzionale") e letto fluido "circolante" o "ricircolato", in funzione della velocità di efflusso dell'aria, che individua due modalità di funzionamento in cui, rispettivamente, il letto rimane in sospensione statica sotto le azioni contrastanti del peso e della spinta ascensionale oppure viene trascinato con la corrente gassosa e ricircolato sul fondo dopo essere stato separato meccanicamente (tramite, ad esempio, un ciclone) dai fumi di combustione. La distinzione si basa sui valori della velocità superficiale dell'aria (velocità di fluidizzazione), definita come rapporto tra la portata d'aria alimentata (riferita, ad esempio, alle condizioni di temperatura e pressione al di sopra del letto) e la sezione del letto stesso, che costituisce il parametro che condiziona significativamente il regime di funzionamento dell'apparecchiatura.

Letto fluido bollente (BFB, bubbling fluidized bed).

La regolazione della portata e della velocità dell'aria iniettata (circa 3 m/s) permette di limitare il letto fluidizzato esclusivamente alla parte inferiore della camera, in cui avvengono contemporaneamente sia l'essiccamento sia la combustione, evitando al tempo stesso che frazioni cospicue di fanghi, sabbia o prodotti di incompleta combustione vengano trascinati dai fumi. La temperatura raggiunta in questa zona non deve essere eccessiva per non danneggiare il materiale refrattario di rivestimento e/o fondere le scorie.

Nella parte superiore troviamo invece una "zona libera" ovvero una zona di calma in cui i fumi di combustione possono permanere per altri 5-10 secondi, consentendo da una parte la ricaduta delle particelle di dimensioni maggiori trascinate dai gas e dall'altra il completamento della combustione delle sostanze volatili e/o degli incombusti liberatisi nella zona sottostante. L'alimentazione avviene dall'alto nel caso di materiali a pezzatura grossolana oppure umidi e pastosi, in grado cioè di raggiungere il letto per caduta libera e sostarvi per il tempo necessario alla

combustione, mentre con prodotti a minor peso specifico c'è il rischio che essi vengano catturati dalla corrente di gas, che li trascina fuori prima ancora che avvenga la combustione, per cui bisogna effettuare l'alimentazione direttamente nel letto fluido.

Per tenere sotto controllo la temperatura e garantire il sostentamento della combustione, nella zona libera devono essere previsti particolari dispositivi che consentono l'immissione di aria secondaria, in modo che la temperatura superi di circa 50-150°C quella del letto fluido (le condizioni di combustione sono ideali quando il gradiente di temperatura tra le due zone è minimo).

Può eventualmente essere previsto un sistema di raffreddamento del letto, costituito da serpentini di scambio immersi nel letto stesso.

E' inevitabile avere una certa perdita di sabbia, che viene trascinata con le ceneri nei gas di combustione verso la zona libera della camera, per cui deve essere previsto il reintegro della frazione persa.

Per quanto riguarda i gas di combustione è previsto, prima del trattamento di depurazione, un sistema di recupero dell'energia termica in essi contenuta, per il preriscaldamento dell'aria di combustione o per la produzione di vapore da utilizzare nell'essiccamento dei fanghi.

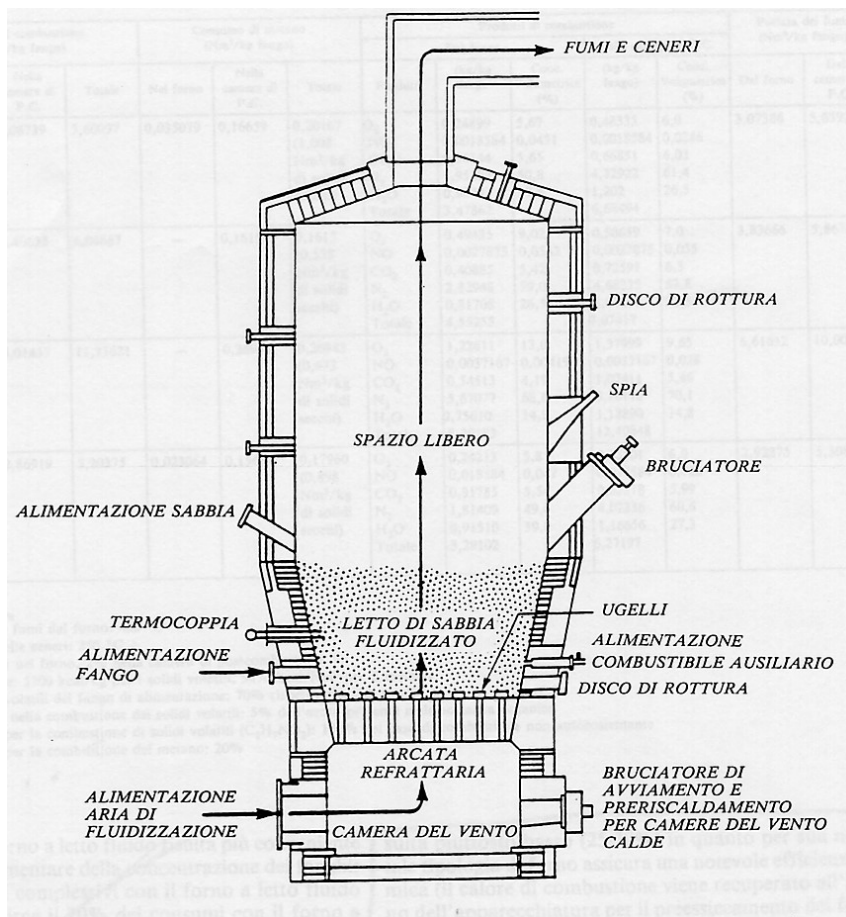
Il forno a letto fluido viene preferito per i seguenti vantaggi:

- semplicità di conduzione;
- ridotta necessità di manutenzione (dovuta alla quasi totale assenza di componenti meccaniche sottoposte ad usura);
- possibilità di operare con eccessi d'aria ridotti rispetto ad altre tipologie di forni, pur realizzando buone efficienze nella trasmissione del calore e nella combustione (grazie anche alla rapida ed uniforme miscelazione che l'elevata turbolenza riesce a realizzare tra combustibile ed aria);
- il letto funziona come volano termico, per cui consente di arrestare il sistema per brevi periodi di tempo, come ad esempio durante il periodo notturno, e di riavviarlo piuttosto rapidamente senza arrecare grossi danni al materiale refrattario di rivestimento;
- assorbite le fluttuazioni di temperatura derivanti da variazioni dell'alimentazione (quantità o qualità del fango), mentre l'eliminazione dei picchi di temperatura riduce la produzione di ossidi di azoto inquinanti.

Gli inconvenienti più diffusi sono legati a:

- possibilità di intasamento degli impianti di alimentazione del fango (solitamente coclee) o di danneggiamento della strumentazione utilizzata per il controllo della temperatura (termocoppie);
- danni provocati dal trascinamento della sabbia o particelle incombuste lungo la linea di trattamento dei fumi, con problemi di corrosione nei preriscaldatori, negli scrubber e nei cicloni e peggioramento della resa complessiva del processo.

A differenza del forno a piani multipli, nel forno a letto fluido risulta molto più elevata la concentrazione in solidi richiesta per l'autosostentamento della combustione (circa 40-50%), concentrazione che non può essere raggiunta con i tradizionali sistemi di disidratazione meccanica, per cui bisogna ricorrere al pre-essiccamento dei fanghi: l'accoppiamento più utilizzato è quello tra essiccamento a contatto indiretto ed incenerimento, in modo da recuperare il calore sensibile dei fumi di combustione per produrre un fluido termico (generalmente vapore a media pressione, in alcuni casi olio diatermico) che circola nell'essiccatore, senza pericolo di inquinamento dello stesso.



Forno di incenerimento a letto fluido bollente, sezione. (Fig.6.15)

Forno a letto fluido ricircolato (CFB, circulating fluidized bed)

In questo caso la velocità dell'aria insufflata (anche $5 \div 8$ m/s) è tale che il materiale inerte ed il combustibile occupano l'intera camera di combustione e vengono addirittura trascinati all'esterno dalla corrente di gas esausti; il tutto entra in un ciclone in cui si realizza la separazione delle varie fasi: il materiale solido viene recuperato e rialimentato al forno attraverso tubi di caduta a flusso controllato (si crea la ricircolazione che dà il nome all'apparecchiatura), mentre i fumi vengono inviati all'impianto di depurazione.

Questa scelta tecnologica presenta come vantaggi:

- una turbolenza più elevata, con conseguente miglior efficienza di combustione, di scambio termico e riduzione delle disomogeneità trasversali;
- tempo di contatto molto prolungato, conseguenza del ricircolo, che ne consente il funzionamento con carichi termici specifici più elevati rispetto al letto bollente;
- la fase di separazione attuata dal ciclone permette di ricircolare eventuali particelle di materiale incombuste;
- la possibilità di realizzare combustori di sezione ridotta, in cui la combustione viene completata all'interno di una miscela solido-gas che occupa l'intero forno;
- una certa elasticità rispetto ad eventuali variazioni di carico, che possono essere controllate con regolazioni relative sia al materiale solido ricircolato sia alla portata d'aria introdotta.

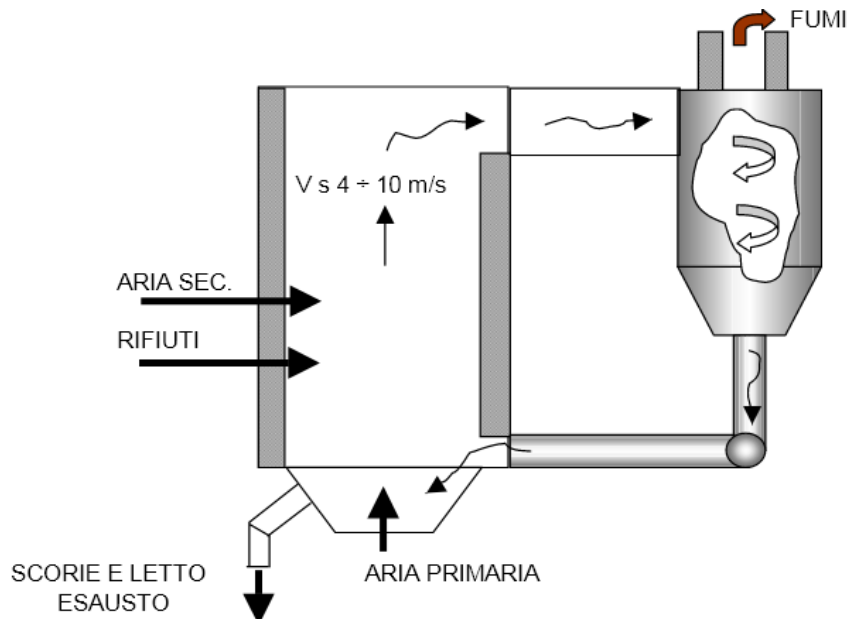
Gli svantaggi:

- la maggiore complessità tecnologica;
- problemi di erosione, soprattutto nel ciclone, provocati dal trascinarsi della sabbia;

- per assicurare un adeguato tempo di permanenza in camera di combustione, il forno deve essere piuttosto alto (almeno 17-20 m), ma l'assenza di una zona di calma in cui completare la combustione rende comunque indispensabile la ricircolazione della fase solida.
- maggiori costi che ne giustificano l'adozione solo per elevate potenzialità.

Gli impianti dei letti fluidi sono di taglia variabile da 35.000 a 200.000 t/a.

La disponibilità viene garantita per circa 7.000 h/a.



Forno a letto fluido circolante, schema.(Fig.6.16).

Letto fluido pressurizzato (PFBC).

La combustione a letto fluido pressurizzato realizza un vero e proprio ciclo combinato utilizzando i gas caldi in uscita dal processo direttamente in turbine a gas appositamente modificata. Essa non viene applicata a rifiuti e fanghi ma esclusivamente a combustibili tradizionali al fine di aumentare la resa energetica ottenibile.

Forno a tamburo rotante.

Tipologia largamente utilizzata per il trattamento dei rifiuti industriali e dei fanghi, di rifiuti ospedalieri, rifiuti solidi urbani tal quali o preselezionati e CDR. Questo tipo di forno è particolarmente adatto al trattamento di terre di bonifica ed alla inertizzazione termica di scorie da incenerimento.

I forni rotanti sono reattori cilindrici, rivestiti internamente di materiale refrattario, dotati di opportuna inclinazione per favorire il movimento del materiale. Possono essere rivestiti internamente con placche di acciaio speciale facilmente intercambiabili che permettono di controllare la temperatura e lo stato fisico del materiale che si trova direttamente a contatto con la parete del forno. Si realizza inoltre un'elevata resistenza meccanica delle pareti interne, necessaria soprattutto per il trattamento di materiale eterogeneo contenente corpi (anche metallici) di vario peso e natura.

La variazione della velocità di rotazione consente di controllare il tempo di permanenza del rifiuto nella sezione di combustione ed il perfetto mescolamento con l'aria di combustione.

Il sistema di scarico delle scorie all'uscita del forno è progettato per evitare la dispersione delle stesse nell'ambiente durante le fasi di scarico del materiale.

Le tipologie possono essere in equicorrente o in controcorrente.

Per un materiale che si degradi termicamente in modo corretto, lo schema di flusso attuato non è importante, infatti, entrambi i tipi di forno possono dimostrarsi idonei al fine di distruggere il rifiuto.

Per rifiuti a bassa combustibilità (fanghi) o per rifiuti con elevata produzione di scorie, il funzionamento di base in controcorrente offre il vantaggio di un migliore controllo della temperatura alle due estremità, di conseguenza un minor pericolo di surriscaldamento del rivestimento refrattario e la possibilità di influire sulla qualità delle scorie tramite la regolazione del bruciatore nell'ultimo segmento del cilindro. In questo caso si può distinguere all'interno del reattore: la prima zona di essiccamento del fango, la zona di combustione della frazione volatile e del carbonio fisso ed infine quella di preriscaldamento dell'aria comburente a spese del calore ceduto dalle scorie di combustione.

Il flusso in controcorrente, grazie alle maggiori velocità associate, incrementa anche la turbolenza durante la combustione, che generalmente è una condizione auspicabile.

Prima di lasciare il forno rotante, le ceneri e le scorie passano attraverso la zona di combustione finale, dove c'è l'ingresso dell'aria necessaria per la combustione. Le scorie vengono quindi ossigenate intensivamente prima di lasciare il forno, per cui è praticamente impossibile che dette scorie trascinino materiale incombusto. L'impianto prevede comunque la possibilità di riciclare ceneri e scorie al forno rotante, in caso di necessità. Come può accadere quando il materiale alimentato al forno rotante non contiene una percentuale di materiale inerte sufficiente a garantire un buon funzionamento del sistema.

Le ceneri e le scorie, raccolte in tramoggia e scaricate in continuo, sono convogliate al sistema di raccolta.

L'ultima zona del forno rotante garantisce un raffreddamento delle scorie relativamente veloce, in modo da evitare il problematico stadio di raffreddamento ad umido delle scorie, le quali, possono invece essere scaricate direttamente su un nastro trasportatore a squame d'acciaio.

La parte bassa del sistema di post-combustione è a sua volta realizzata in modo da fungere da camera di calma e di separazione delle ceneri trascinate a valle del forno rotante.

Ove possibile i rifiuti o i fanghi sono alimentati al forno tramite una coclea a passo variabile con velocità e portata regolabili, permettendo così di regolare la portata di alimentazione in modo automatico, in base ai dati di combustione.

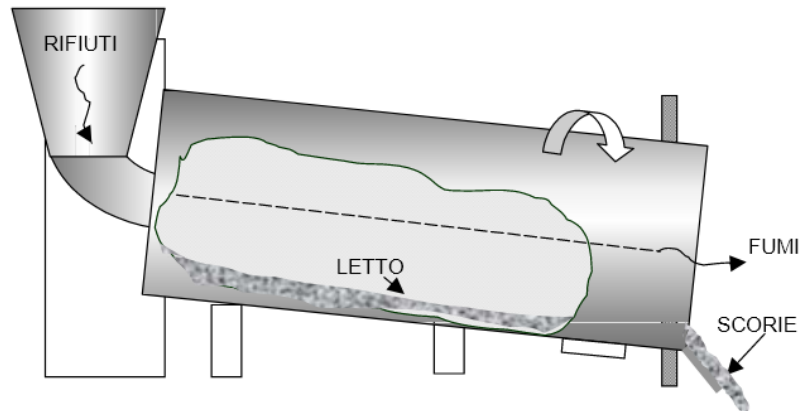
Il forno è dotato di un bruciatore a lancia multicanale a metano per assicurare il riscaldamento iniziale, oppure per mantenere la stabilità della fiamma o, se necessario, per fornire il calore supplementare.

La raccolta delle ceneri avviene tramite sistema di scarico con tenuta a secco o ad umido su speciali nastri in acciaio che convogliano detti materiali in appositi container.

Questi impianti sono progettati ponendo la massima attenzione sulla sicurezza d'esercizio, sia per quanto riguarda il lato funzionale del settore della termo-conversione, sia per il relativo stadio di post-combustione, dove la temperatura ed i tempi di permanenza (imposti dalla legislazione vigente) così come le elevate velocità di entrata al sistema, danno di per sé la massima garanzia.

Il controllo della combustione completamente computerizzato non si basa esclusivamente su misure di temperatura e di ossigeno libero, ma anche sui dati di processo istantanei quali portata, pressione, potere calorifico, ecc. Lo svolgimento della reazione è, quindi, costantemente confrontato con i dati teorici impostati, ottenendo così la possibilità di prevedere per tempo eventuali problemi, senza il pericolo di incorrere in blocchi e/o allarmi.

E' infine necessario dare la massima importanza alla completa automazione dell'intero sistema, in modo da ottenere una perfetta integrazione fra i parametri relativi alla conduzione, alla gestione ed al controllo di processo ed un confronto continuo di tutti i dati disponibili.



Schema di funzionamento del forno a tamburo rotante. (Fig. 6.16)

Forno a griglia.

I forni a griglia costituiscono la tecnologia più consolidata e di più largo impiego grazie alla flessibilità del funzionamento ed all'affidabilità derivante dalle numerosissime applicazioni.

Forni a griglia sono disponibili in svariate configurazioni, in una vastissima gamma di taglie.

La disponibilità di tali impianti può essere garantita anche per oltre 8.000 ore/anno.

La loro caratteristica consiste appunto in una griglia (che presenta inclinazione variabile tra 10-20°) su cui viene formato un letto di materiale dello spessore di alcune decine di centimetri. La griglia è costituita da un insieme di elementi, detti "barrotti", disposti in modo da consentire il passaggio dell'aria comburente e la sua ripartizione su tutto il letto. I barrotti esposti al fuoco sono realizzati in una speciale lega di acciaio al nichel-cromo e possono in genere sopportare temperature di esercizio di circa 1100 °C. La forma dei barrotti della griglia, i meccanismi adottati per il loro movimento ed i sistemi di avanzamento del rifiuto caratterizzano i diversi tipi di griglie: i sistemi a griglia fissa ed i sistemi a griglia mobile, tra cui si distinguono le griglie mobili a movimento alternato, a tamburi, a catene oppure a barrotti oscillanti.

Il sistema a *griglia fissa*, il primo ad essere stato adottato per l'incenerimento, si presenta con un unico piano grigliato molto inclinato dove i rifiuti, mano a mano che perdono consistenza per effetto della combustione avanzano fino a cadere in apposito bacino di raccolta delle scorie.

Nel sistema a *griglia mobile* i rifiuti vengono immessi mediante una tramoggia nella parte più alta della griglia, dalla quale uno spintore li spinge verso i gradini inferiori. Lungo lo sviluppo longitudinale della griglia i rifiuti subiscono dapprima un processo d'essiccamento che avviene nella zona prossima all'alimentazione: le sostanze volatili che si liberano sono in gran parte costituite dall'umidità evaporata ed il rilascio di calore risulta modesto. Successivamente, sulla parte centrale della griglia il materiale essiccato, tramite fenomeni di combustione e gassificazione della componente organica, viene convertito in una frazione gassosa ed in un residuo solido. L'aria di combustione viene iniettata sia sotto la griglia (aria primaria, grossomodo nella quantità stechiometrica necessaria per la combustione) sia nella parte alta della camera di combustione (aria secondaria, corrispondente in prima approssimazione all'eccesso d'aria necessario per la combustione); quest'ultima viene utilizzata anche per il controllo della temperatura.

Il tempo di permanenza del rifiuto sulla griglia deve essere ovviamente tale da garantire il completamento delle diverse fasi del processo di combustione ed è in genere compreso tra 30 e 60 minuti.

Le scorie residue del processo vengono scaricate dalla parte finale della griglia in vasche di accumulo a bagno d'acqua, che provvedono anche al loro raffreddamento.

Per garantire maggiore flessibilità al processo, per fare fronte a inevitabili variazioni qualitative dell'alimentazione, è possibile regolare le condizioni di combustione tramite la

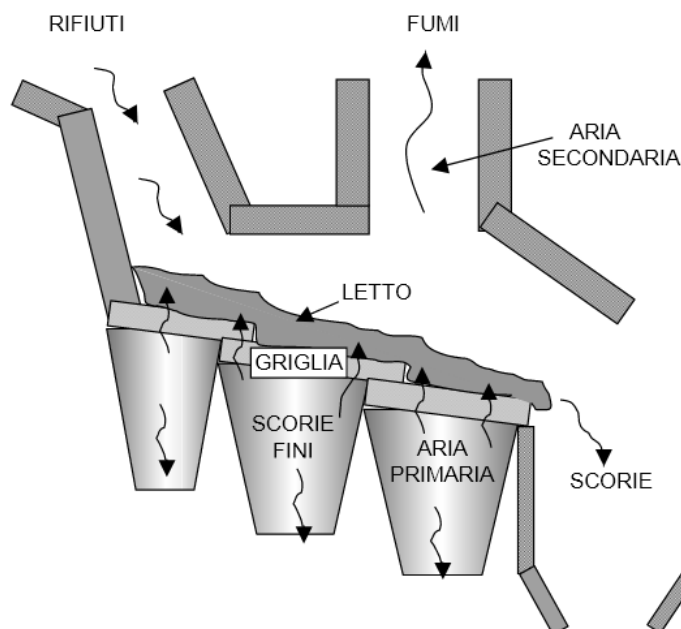
modulazione delle velocità degli elementi mobili e/o della portata di aria di combustione alimentata nelle varie zone della griglia.

Il parametro di maggior interesse per la valutazione delle prestazioni complessive della griglia è costituito dal carico termico superficiale, che deve essere idoneo ad assicurare un'elevata efficienza di combustione con tempi di permanenza ragionevoli.

Il completamento dell'ossidazione dei prodotti di gassificazione e pirolisi presenti nella fase gassosa proveniente dal letto di materiale posto sulla griglia avviene nella zona immediatamente superiore alla griglia stessa, che costituisce la camera di combustione del forno. Essa deve fornire un buon mescolamento tra i gas provenienti dal letto e l'aria secondaria, assicurando adeguate condizioni di turbolenza e disponibilità di ossigeno.

Anche i tempi di residenza dei gas devono essere idonei: in generale si adottano valori compresi tra 2 e 6 secondi.

I combustori a griglia mobile possono raggiungere capacità molto elevate e sono caratterizzati da una elevata flessibilità e affidabilità; non necessitano di particolari trattamenti del materiale e possono accettare rifiuti eterogenei con potere calorifico da 5 MJ/kg fino a circa 20 MJ/kg (per le griglie raffreddate ad acqua); costituiscono la tecnologia utilizzata a livello europeo.



Schema di funzionamento del forno a griglia mobile. (Fig.6.17)

6.4.4 Impatto ambientale

Come accade nella maggior parte dei processi di termodistruzione, anche nel caso dell'incenerimento dei fanghi si ha la produzione di flussi inquinanti le cui caratteristiche qualitative e quantitative dipendono innanzitutto dalle proprietà del fango incenerito, dalla modalità con cui viene condotta la combustione, dai sistemi di abbattimento adottati.

Tali flussi sono rappresentati da:

- *emissioni in atmosfera* (fumi di combustione, contenenti anche il particolato);
- *residui solidi* (scorie e ceneri di combustione, ceneri volanti);
- *residui liquidi* (fluidi di lavaggio dei fumi, bagno di spegnimento delle scorie).

Emissioni in atmosfera.

Le sostanze inquinanti emesse in atmosfera si dividono principalmente in *macroinquinanti* e *microinquinanti*.

I macroinquinanti raggruppano quelle sostanze la cui presenza in atmosfera risulta dannosa se in concentrazione superiore ai mg/m^3 : rientrano in questa categoria il particolato, gli ossidi di azoto e di zolfo, gli acidi alogenati (in particolare l'acido cloridrico), il monossido di carbonio.

I microinquinanti, invece, risultano dannosi in atmosfera se presenti in concentrazioni dell'ordine dei $\mu\text{g}/\text{m}^3$ o dei ng/m^3 : comprendono sia sostanze organiche (organoclorurati, idrocarburi policiclici aromatici, ecc.) sia sostanze inorganiche (metalli pesanti).

Le emissioni derivanti dall'incenerimento di fanghi di depurazione sono caratterizzate in particolare da polveri contenenti elevate concentrazioni di metalli pesanti e concentrazioni relativamente basse di gas acidi (SO_2 e HCl).

I problemi legati alle emissioni da incenerimento di fanghi di depurazione non risultano comunque così importanti come nel caso dell'incenerimento dei rifiuti urbani, in quanto da un lato i fanghi si presentano generalmente come un materiale omogeneo, ed è quindi possibile realizzare una combustione piuttosto efficiente, e dall'altro i precursori che nel corso della combustione potrebbero portare alla sintesi di prodotti molto tossici sono presenti solo in concentrazioni relativamente molto basse.

In ogni caso per rispettare i limiti imposti alle emissioni in atmosfera è necessario dotare l'impianto di incenerimento di importanti sistemi di depurazione dei fumi, la cui scelta condiziona sensibilmente il costo totale.

Le emissioni di *sostanze particolate* costituiscono forse il problema maggiore nell'incenerimento dei fanghi di depurazione, soprattutto per quanto riguarda gli aspetti quantitativi (si è ad esempio osservato che l'aggiunta di fanghi negli inceneritori per RSU provoca un aumento del particolato emesso con i fumi e di conseguenza del contenuto di inquinanti ad esso associato).

Determinanti dal punto di vista quantitativo sono le caratteristiche del combustore utilizzato: nei forni a letto fluido tutti gli inerti presenti nel fango di alimentazione sono trascinati nei fumi, per cui la concentrazione di polveri prima dell'abbattimento è molto elevata ($20\text{-}50 \text{ g}/\text{Nm}^3$), mentre nei forni a piani multipli si hanno quantitativi generalmente inferiori ($4\text{-}10 \text{ g}/\text{Nm}^3$).

Molto importante si è rivelato il controllo delle condizioni operative, in quanto si può registrare un incremento delle emissioni legato al peggioramento della combustione; un'influenza sui quantitativi emessi è inoltre esercitata dal contenuto di materiali fini nei fanghi, in funzione soprattutto delle modalità con cui viene condotta la disidratazione.

Naturalmente per raggiungere i limiti alle emissioni imposti dalla normativa sono necessari trattamenti di abbattimento in grado di raggiungere rendimenti piuttosto elevati (superiori al 90%). Per il trattamento delle polveri si possono utilizzare precipitatori elettrostatici oppure filtri di tessuto a manica, che presentano rispettivamente le seguenti caratteristiche:

	<i>Elettrofiltri</i>	<i>Filtri a maniche</i>
<i>Polveri residue nel gas depurato</i>	$< 5 \text{ mg}/\text{m}^3$	$< 1 \text{ mg}/\text{m}^3$
<i>Vantaggi</i>	- buona qualità dei gas - bassi costi operativi - semplicità di gestione	- ottima qualità dei gas - bassi costi di investimento
<i>Svantaggi</i>	- alti costi di investimento - sintesi di diossine e furani	- alti costi operativi (per perdite di pressione e necessità di cambiare il tessuto delle maniche) - basse temperature di esercizio ($<150\text{-}200^\circ\text{C}$)

(Tab.6.6)

La combustione dei fanghi produce anche una certa quantità di *ossidi di zolfo*, principalmente rappresentati da SO₂.

Lo zolfo che viene trasferito nelle emissioni è presente nei fanghi soprattutto in forma organica ed in minor misura in forma ridotta (solfuri), mentre i solfati rimangono stabili e vengono inglobati nelle scorie solide o nelle ceneri.

Le concentrazioni di SO₂ riscontrabili nei fumi di combustione dei fanghi variano solitamente da qualche decina a qualche centinaio di mg/Nm³, ma in genere non superano mai i limiti imposti dalla normativa ovvero non rappresentano un problema dal punto di vista ambientale. Eventuali problemi possono essere invece introdotti con l'impiego di combustibili di supporto (ad esempio l'olio combustibile produce un notevole incremento di SO₂).

Si può ottenere una riduzione delle emissioni di SO_x introducendo in camera di combustione calce, calcare o basi forti, che hanno la capacità di legare chimicamente la SO₂ sotto forma di solfati; per questo motivo i fanghi che siano stati sottoposti a condizionamento con calce per agevolarne la disidratabilità producono un minore quantitativo di emissioni rispetto a quanto prevedibile in base ad un bilancio di massa.

L'entità dell'emissione di *acido cloridrico* è funzione soprattutto del cloro contenuto nel fango alimentato al forno di incenerimento, il quale a sua volta deriva dal cloro presente nel liquame trattato oppure dall'aggiunta di condizionanti chimici a base di sali di cloro (come FeCl₃) utilizzati nelle operazioni di disidratazione.

I dati riguardanti il fango prodotto dall'impianto SMAT:

Tipologia fango	Cl (mg/kg fango t.q.)
<i>Fango centrifugato</i>	600 - 900
<i>Fango filtropressato</i>	2.000 - 3.000
<i>Fango essiccato</i>	700 - 1.000

Fonte SMAT.(Tab.6.7)

Fango essiccato	Cl (mg/kg fango t.q.)
<i>Cloro totale</i>	700 - 1.000
<i>Cloro inorganico</i>	500 - 700
<i>Cloro organico</i>	200 - 300

Fonte SMAT.(Tab.6.8)

La presenza di HCl nei fumi di combustione di fanghi urbani non genera particolari problemi, poichè le concentrazioni sono solitamente contenute (nell'ordine di alcune decine di ppm) e comunque inferiori a quelli riscontrabili nei fumi di incenerimento di rifiuti solidi urbani; tali valori possono essere notevolmente più elevati nel caso di contributi significativi da parte di fanghi di depurazione di origine industriale.

I gas acidi e nocivi possono essere eliminati dalle emissioni mediante sistemi di lavaggio dei fumi, che si distinguono in processi ad umido, semisecco e secco.

Negli impianti ad umido gli inquinanti vengono rimossi per contatto con goccioline d'acqua che vengono disperse nella fase gassosa.

La linea di depurazione è in questo caso costituita da un Venturi (per saturare il gas con acqua atomizzata) seguito da uno scrubber: i fumi entrano nel Venturi ad alta velocità, per cui si crea una elevata turbolenza in grado di atomizzare l'acqua inserita nella gola della tubazione, assicurando in

questo modo una elevata superficie di scambio per l'assorbimento delle polveri inquinanti, mentre il contemporaneo brusco raffreddamento dei fumi permette anche di ottenere buoni rendimenti di rimozione dei metalli pesanti; nella seconda apparecchiatura la velocità del gas diminuisce, per cui le goccioline d'acqua possono coalescere e separarsi dal flusso di gas.

I sistemi che operano a secco e semisecco presentano essenzialmente il vantaggio di non richiedere una depurazione successiva dei liquidi di lavaggio.

La maggior parte degli impianti di incenerimento in Europa presenta sistemi di abbattimento dei fumi con scrubber ad umido multistadio (2 o 3 stadi), con la distinzione in sezioni acide e basiche, oppure con processi a semisecco.

Negli scrubber ad umido vengono adoperati diversi tipi di reagenti sia durante la depurazione dei gas (per l'assorbimento degli SO_x viene impiegata NaOH) sia nei successivi processi di trattamento delle acque di scarico (per la neutralizzazione degli acidi viene impiegata CaO, che rimuove N, P, Cl, Br, F); altri chemicals vengono invece adoperati per la rimozione dei metalli pesanti.

In un sistema a semisecco viene abitualmente utilizzata una sospensione di CaO per l'assorbimento e la neutralizzazione degli acidi.

Le caratteristiche dei diversi sistemi sono riassunte di seguito in Tab.6.9:

	<i>Scrubber ad umido multistadio</i>	<i>Sistema a semisecco</i>	<i>Sistema a secco</i>
<i>HCl residuo</i>	< 5 mg/m ³	< 10 mg/m ³	< 10 mg/m ³
<i>HF residuo</i>	< 1 mg/m ³	<< 5 mg/m ³	< 5 mg/m ³
<i>SO₂ residua</i>	<< 20 mg/m ³	<< 50 mg/m ³	< 50 mg/m ³
<i>Vantaggi</i>	-qualità dei gas molto buona -utilizzo non complesso -basso consumo di chemicals	-qualità dei gas sufficiente -semplice tecnologia di processo -nessuno scarico liquido	-reagente molto maneggevole -possibilità di inserimento di economizzatori a monte
<i>Svantaggi</i>	-alti sforzi per la purificazione degli scarichi liquidi (possibilità di recupero di HCl e gessi)	-prodotti di reazione -alto consumo di chemicals -reagente non maneggevole (latte di calce)	-prodotti di reazione -qualità dei gas non ottima
<i>Residui</i>	spurghi liquidi	sali (rifiuti tossici)	sali (rifiuti tossici)

(Tab.6.9)

Gli ossidi di azoto si originano in quasi tutti i processi di incenerimento, in quantità strettamente correlate alla temperatura di punta in camera di combustione (crescenti in maniera esponenziale per temperature superiori a 850°C); nel caso dell'incenerimento di fanghi, una ulteriore fonte di NO_x è rappresentata dal contenuto di azoto organico presente nei fanghi di partenza.

I fattori di emissione relativi agli NO_x sono pari a 0,7-2,5 g/kg ±s.s., corrispondenti ad una concentrazione media nei fumi pari a 50 ÷ 300 mg/Nm³, in cui i valori inferiori sono raggiunti con fanghi condizionati con polielettroliti; in genere le emissioni di ossidi di azoto rientrano nei limiti prescritti dalla normativa, ma se necessario si può effettuare un controllo agendo sulle condizioni operative della combustione, con la minimizzazione dell'eccesso d'aria ed eventualmente con il ricircolo dei fumi.

La tendenza verso limiti di emissione degli NO_x sempre più restrittivi ha portato all'adozione dei seguenti sistemi di abbattimento:

- SCR – *Selective Catalytic Reduction*, in cui ammoniaca (o urea) viene iniettata nei fumi a monte di un reattore catalitico, costituito da elementi ceramici a nido d'ape e contenente come catalizzatori TiO₂, V₂O₅, WO₃: l'ammoniaca, per effetto combinato di temperatura (che deve essere preferibilmente compresa fra 320°C e 380°C) e catalizzatori, reagisce con gli NO_x producendo H₂O ed N₂. Con questo sistema si ottiene un abbattimento anche superiore al 90%; inoltre, si è osservato che gli stessi agenti catalitici utilizzati per il controllo degli NO_x sono efficaci nella riduzione di diossine e furani (anche se è necessario un sovradimensionamento del reattore catalitico dedicato alla denitrificazione per garantire la sufficiente superficie di contatto).
- SNCR - *Selective Non Catalytic Reduction*, in cui non viene fatto uso di catalizzatori, bensì si ha l'iniezione di miscele di composti ammidici direttamente nei fumi, dove reagiscono con gli ossidi di azoto a temperature elevate (850-1000°C); si preferisce, quando possibile, iniettare in caldaia in quanto l'ambiente è riducente e favorisce così la riduzione degli NO_x. Si ottengono abbattimenti superiori al 50%, mantenendo comunque emissioni controllate di ammoniaca; si può migliorare l'efficienza utilizzando fattori stechiometrici superiori a 2, ma ciò comporta un elevato consumo di reagenti ed un eccesso di NH₃ nei fumi e nelle ceneri.
- SCR + SNCR - *Sistema ibrido*.

Il tenore di *monossido di carbonio* nei fumi è invece uno dei parametri presi in considerazione per valutare se la combustione è stata condotta in modo corretto: infatti quando la concentrazione di CO è inferiore a 50 ÷ 100 mg/Nm³ l'ossidazione della sostanza organica può considerarsi pressoché completa.

Anche la produzione di monossido di carbonio è strettamente legata all'andamento della temperatura in camera di combustione (in questo caso diminuisce per temperature di oltre 900°C).

I *microinquinanti organici* comprendono composti con elevate caratteristiche di tossicità e/o cancerogenicità, teratogenicità e cumulabilità, per cui risultano pericolosi anche per concentrazioni estremamente ridotte.

In genere si tratta di composti organoclorurati (diossine, policlorofenili, PCB) o di idrocarburi policiclici aromatici (benzene, PAH, ecc.).

I fanghi di depurazione contengono significative concentrazioni di sostanze organiche pericolose che possono passare indenni attraverso il processo di incenerimento; microinquinanti organici possono inoltre derivare dalla combustione incompleta della sostanza organica contenuta nei fanghi oppure da processi di ricombinazione degli stessi prodotti di combustione.

Visto il numero decisamente elevato di microinquinanti organici potenzialmente presenti nei fumi, non è ipotizzabile eseguire la ricerca di ogni singolo composto; è invece più opportuno ricorrere a criteri che permettano di individuare l'entità globale delle sostanze organiche e/o di CO presenti nelle emissioni (che sono un indice diretto dell'efficienza della combustione e, indirettamente, della presenza di microinquinanti) oppure i microinquinanti particolarmente tossici o significativi per il tipo di incenerimento considerato.

Nel caso dell'incenerimento di RSU e di fanghi di depurazione, i microinquinanti più rappresentativi sono *diossine e furani*.

Occorre tuttavia ricordare che queste due classi di sostanze comprendono numerosissimi composti diversi (più di 70 per le diossine e di 120 per i furani), con livelli di tossicità differenti.

In genere i composti più pericolosi sono presenti in percentuali estremamente ridotte.

Nella combustione dei fanghi di depurazione occorre porre particolare attenzione alle condizioni operative della combustione, come temperatura, tempo di permanenza, grado di turbolenza e tenore di ossigeno.

Un altro fattore determinante è l'eventuale presenza di cloro organico nei fanghi di alimentazione (Tab.6.7, Tab.6.8), il quale può dare origine al fenomeno di "scavenging": praticamente il radicale Cl si lega ai radicali attivi di O, OH ed H, che pertanto non sono più disponibili per le reazioni di ossidazione, con conseguente rallentamento della cinetica di combustione ed aumento dei rischi legati alla formazione di composti indesiderati.

Questi meccanismi possono anche manifestarsi durante un raffreddamento lento dei fumi (come accade per esempio in caldaia); pertanto, il raffreddamento dei fumi mediante "quenching" (cioè con la rapida miscelazione in acqua) comporta tenori di microinquinanti organici minori.

La scarsa solubilità in acqua e l'elevata resistenza alle soluzioni acide ed alcaline non consentono una adeguata riduzione di diossine e furani mediante i comuni processi di depurazione dei fumi (a semisecco o ad umido). Per garantire il rispetto dei limiti normativi è pertanto necessario ricorrere a processi di adsorbimento mediante coke o carboni attivi; si sono dimostrati efficaci anche i sistemi catalitici a base di TiO_2 , V_2O_5 , WO_3 utilizzati per il controllo degli NO_x nelle emissioni.

La formazione di composti organici tossici dall'incenerimento di fanghi di depurazione non costituisce comunque un problema di carattere ambientale, considerato anche il fatto che è un fenomeno di proporzioni addirittura inferiori rispetto a quanto avviene nell'incenerimento di RSU.

Per quanto riguarda i *microinquinanti inorganici*, rientrano in questa categoria i cosiddetti "metalli pesanti" ovvero i metalli più importanti dal punto di vista tossicologico, che nei fanghi possono essere presenti in quantità anche rilevanti.

Durante il ciclo di depurazione, infatti, una frazione significativa dei metalli contenuti nelle acque viene inglobata e concentrata nel fango, con rendimenti di rimozione che variano tra il 20% ed il 90%.

I metalli pesanti si possono poi ripartire sia nelle ceneri sia negli effluenti gassosi (sotto forma di composti volatili o come particolato nei fumi), in misura variabile in funzione anche del tipo di incenerimento condotto.

In particolare, l'emissione di metalli pesanti nei fumi di incenerimento avviene attraverso tre diversi meccanismi:

- *trasporto meccanico assieme alle polveri;*
- *evaporazione, con successiva emissione in fase gassosa;*
- *evaporazione, con successiva condensazione ed adsorbimento sulle ceneri volanti.*

Gli effetti del secondo e del terzo meccanismo sono particolarmente rilevanti, anche perché la maggior parte dei metalli e dei loro composti presenta temperatura di ebollizione inferiore alle temperature raggiunte in camera di combustione (in genere nei fumi i metalli pesanti sono presenti sotto forma di *cloruri*, *solfuri* ed *ossidi*); successivamente, la diminuzione della temperatura dei fumi provoca la condensazione di questi composti, che vengono pertanto adsorbiti sulla superficie delle ceneri leggere.

Occorre inoltre osservare che la concentrazione di metalli pesanti cresce al diminuire della granulometria della particella, per cui si avranno concentrazioni minori nelle scorie e maggiori nelle ceneri volanti e nelle polveri.

L'arricchimento in metalli delle emissioni è un fenomeno caratteristico dell'incenerimento di sostanze solide, come ad esempio il carbonio, i rifiuti solidi urbani ed i fanghi di depurazione.

I fattori che possono influenzare questo meccanismo sono riconducibili alle caratteristiche chimico-fisiche dei singoli metalli, alle condizioni in cui viene realizzata la combustione (particolare attenzione deve essere rivolta alla temperatura) ed infine alla tipologia dell'impianto di abbattimento dei fumi; per esempio in Tab.6.10 sono riportati i dati relativi al destino di alcuni metalli pesanti durante l'incenerimento:

<i>Metallo</i>	<i>Ceneri</i>	<i>Acque di lavaggio</i>	<i>Emissioni al camino</i>
<i>Cd</i>	80%	20%	non determinato
<i>Cr</i>	95%	4%	1%
<i>Cu</i>	78%	21%	1%
<i>Pb</i>	87%	12%	1%
<i>Hg</i>	0,4%	2%	97,6%
<i>Ni</i>	80%	20%	non determinato
<i>Zn</i>	79%	20%	1%

Destino di alcuni metalli pesanti nell'incenerimento di fanghi urbani in forno a letto fluido, dopo abbattimento dei fumi per depurazione ad umido. (Tab.6.10)

Anche se la distribuzione varia da metallo a metallo, la frazione più rilevante è sempre nettamente quella contenuta nelle ceneri, ad eccezione che per il mercurio, in forma generalmente più inerte rispetto al fango di partenza dal punto di vista della lisciviabilità.

Per quanto riguarda il rilascio di metalli in atmosfera attraverso i fumi di processo, in genere l'abbattimento in un impianto di depurazione ad umido consente di limitarlo in maniera sensibile; solo il mercurio passa in quantità rilevante nelle emissioni, anche se varie prove sperimentali hanno evidenziato che esso si presenta spesso sotto forma di alogenuro, il quale può essere rimosso con una elevata efficienza mediante adsorbimento su coke o carbone attivo.

Residui solidi.

Dalla combustione dei fanghi di depurazione residuano delle *scorie solide*, costituite sia dalla frazione solida inerte in essi presente (pari a circa il 30%) sia dalla frazione organica incombusta (che in condizioni di corretta combustione si aggira intorno all'1-2%); le *ceneri* costituiscono invece la frazione leggera dei residui solidi e vengono trasportate dai fumi.

Qualitativamente le scorie e le ceneri volanti sono costituite essenzialmente da *silicati, fosfati, solfati ed ossidi metallici*.

Sovente si osserva un aumento di concentrazione dei metalli nei residui solidi in seguito alla combustione della sostanza organica contenuta nei fanghi, anche se nella maggior parte dei casi la frazione più consistente di metalli si trova concentrata nelle ceneri volanti, che vanno perciò smaltite come rifiuti pericolosi.

Attualmente la principale forma di smaltimento di scorie e ceneri è rappresentata dal deposito in discarica, insieme o in singoli comparti separati, dopo opportuni trattamenti di innocuizzazione, realizzati allo scopo di impedire o ridurre la lisciviazione ad opera delle precipitazioni meteoriche e la messa in circolo di metalli tossici.

Il fosforo è una risorsa limitata e la sua disponibilità diminuirà nei prossimi decenni. Oggi la ricerca è finalizzata alla valutazione del potenziale recupero del fosforo dalle ceneri dei fanghi di depurazione, dove si concentra oltre l'80% del fosforo scaricato nelle acque di rifiuto urbane.

Le scorie, a volte, vengono triturate e separate in differenti frazioni, alcune delle quali possono essere utilizzate in sostituzione alla ghiaia naturale nella realizzazione di strade; attualmente, sono allo studio sistemi di trattamento termico dei rifiuti che includono spesso anche una *vetrificazione* delle scorie a temperature dell'ordine di 2.000°C.

I residui del trattamento dei fumi (ovvero le ceneri volanti recuperate) possono essere sottoposti a processi di *inertizzazione spinta* o di *detossificazione*, in modo da ridurre significativamente la rimobilitazione dei metalli pesanti e consentirne il riutilizzo come materiale inerte; tra i processi di trattamento più diffusi troviamo l'inertizzazione in matrici a base di cemento (Svizzera) o di calce, la vetrificazione con silice, la sinterizzazione.

Residui liquidi.

Gli effluenti liquidi residuano dai trattamenti ad umido delle emissioni gassose e dallo spegnimento delle scorie, da cui dipendono pertanto le loro caratteristiche qualitative.

Se l'inceneritore è asservito ad un impianto di depurazione, come sarebbe nel caso di SMAT, questi effluenti possono essere inviati in testa all'impianto.

6.5 IMPIANTI di INCENERIMENTO dei FANGHI

Analisi di alcuni impianti di incenerimento di fanghi di depurazione operanti sul territorio europeo.

6.5.1 Impianto Outotec (Werdhölzli, Svizzera).

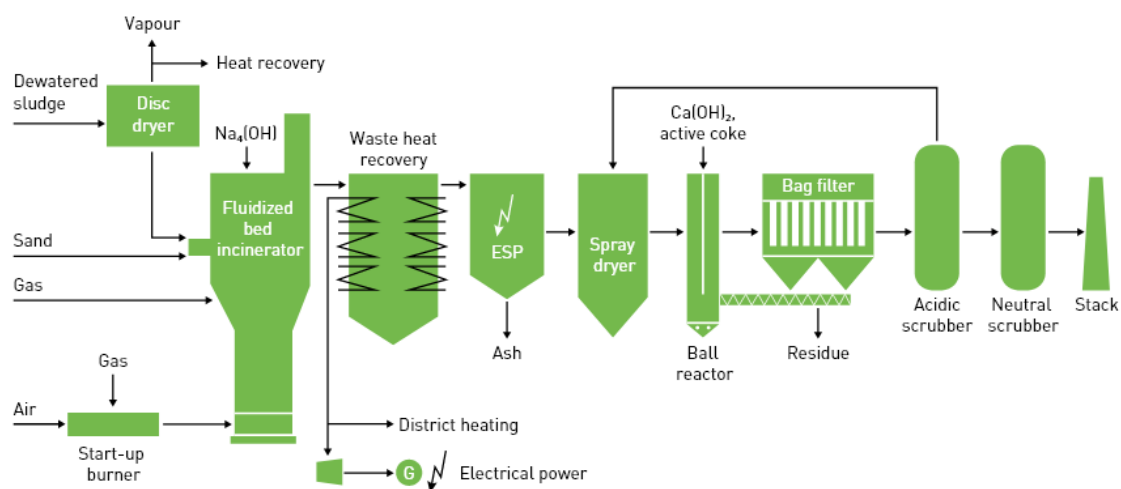
<i>Località:</i>	Werdhölzli, Zurigo, Svizzera
<i>Committente:</i>	Disposal and Recycling Department of Zürich (ERZ)
<i>Progetto:</i>	Outotec
<i>Anno inizio operatività:</i>	2015
<i>Tecnologia:</i>	Letto fluido bollente (BFB)
<i>Alimentazione:</i>	Fanghi di depurazione di reflui civili disidratati (20 ÷ 40% s.s.)

L'impianto Outotec denominato "Outotec Sewage Sludge Incineration Plant 100" è il più grande della Svizzera e tratta i fanghi provenienti da più di 70 impianti di trattamento di acque reflue, soddisfacendo l'esigenza di depurazione di tutto il cantone di Zurigo.

La portata trattata ammonta in genere a 100.000 t/y di fango disidratato (20 ÷ 40% s.s.) corrispondente approssimativamente a 30.000 t/y di sostanza secca.

Le sezioni comprendono:

- ricezione e stoccaggio;
- essiccamento;
- combustione con forno a letto fluido bollente;
- depurazione dei gas combusti;
- recupero fosforo (fase di sperimentazione).



Outotec Sewage Sludge Incineration Plant 100

Impianto Outotec, Werdhölzli, Zurigo, schema semplificato. (Fig. 6.18)

Processo.

Il fango disidratato viene raccolto e mescolato tramite una gru nella sezione di stoccaggio. Successivamente viene prelevato e portato all'essiccatore dove si riduce drasticamente il contenuto di acqua. L'energia termica del vapor d'acqua in uscita dall'essiccatore è recuperata in un condensatore ed inviata alla rete urbana della città di Zurigo.

Il fango essiccato viene alimentato al forno a letto fluido bollente.

L'aria proveniente dalla sezione di stoccaggio dei fanghi viene pre-riscaldata in uno scambiatore di calore a spese del contenuto termico dei fumi uscenti dal combustore ed inviata come aria di fluidizzazione alla fornace.

I gas caldi uscenti dall'inceneritore passano nella sezione di recupero di calore che è costituita da: surriscaldatore, evaporatori, economizzatore e un pre-riscaldatore dell'aria.

Il vapore prodotto va in parte ad alimentare una batteria di turbine e generatori che producono energia elettrica, ed in parte alla sezione di essiccamento fanghi.

L'energia elettrica prodotta soddisfa il fabbisogno dell'intero impianto; il suo eccesso pari a circa 5 MW viene fornito alla rete di teleriscaldamento della città di Zurigo.

I gas combustibili raffreddati provenienti dall'economizzatore entrano nella sezione di abbattimento delle polveri dove tramite un precipitatore elettrostatico è raccolto il 99,8% delle ceneri volatili.

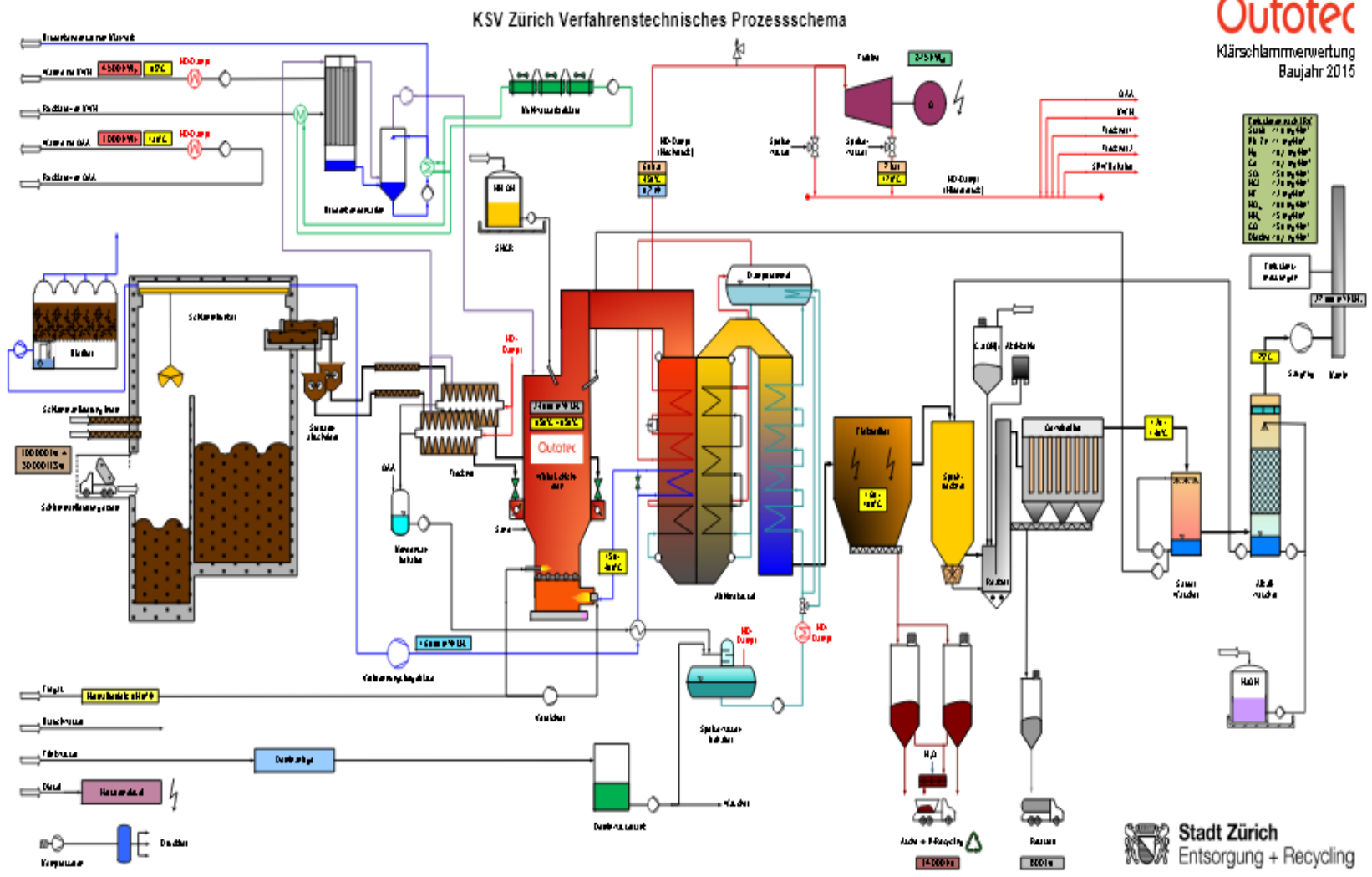
Il flusso gassoso viene, quindi, purificato con l'aggiunta di additivi passando in un atomizzatore, successivamente in un reattore ad adsorbimento ed infine in un filtro a maniche. Prima di essere mandato alla ciminiera attraversa una sezione di scrubbing a doppio stadio i cui effluenti vengono ricircolati all'atomizzatore.

Per ottenere la riduzione degli NO_x nelle emissioni si inietta una soluzione ammoniacale realizzando una reazione selettiva non catalitica (sistema SNCR).

Attualmente è in fase di sperimentazione un ammodernamento dell'impianto grazie alla realizzazione del processo Outotec ASH DEC che converte le ceneri in fertilizzante a base di fosforo.

Le ceneri pulite prodotte contengono in media 10 ÷ 22% di P₂O₅.

L'Outotec AshDec è un processo termochimico che utilizza composti alcalini (le prove sperimentali condotte hanno mostrato un'elevata solubilità del fosforo nel nitrato d'ammonio, superiore all'80%), realizza un recupero del fosforo contenuto nelle ceneri superiore al 95% e produce un basso residuo da smaltire (crf. Cap.7.1.4).



Impianto Outotec, Werdhölzli, Zurigo, schema. (Fig. 6.19)

I dati di progetto garantiti dalla Outotec sono i seguenti:

<i>Portata</i>	100.000	t/y
Sezione di essiccamento		
<i>% s.s. fanghi in ingresso</i>	22 ÷ 30	%
<i>Portata acqua evaporata</i>	5.000	kg/h
<i>Consumo di vapore</i>	7.000	kg/h
<i>% s.s. fanghi in uscita</i>	35 ÷ 45	%
Letto fluido bollente		
<i>Portata aria di fluidizzazione (STP)</i>	16.000	m ³ /h
<i>Contenuto di ossigeno</i>	7 ÷ 11	% vol. su s.s.
<i>Portata gas caldi in uscita (STP)</i>	26.500	m ³ /h
<i>Temperatura</i>	870 ÷ 950	°C
Sezione di recupero energetico (vapore ed energia elettrica generati)		
<i>Temperatura vapore</i>	450	°C
<i>Pressione vapore</i>	60	bar
<i>Portata vapore</i>	9	t/h
<i>Energia elettrica</i>	900	kWel
Sezione di purificazione gas caldi		
<i>Portata gas caldi (STP)</i>	< 30.000	m ³ /h
<i>Temperatura in uscita</i>	70 ÷ 80	°C
Emissioni (valori garantiti su m³ STP di gas secco)		
<i>Polveri</i>	< 10	mg
<i>Pb+Zn</i>	< 1	mg
<i>Hg</i>	< 0,1	mg
<i>Cd</i>	< 0,1	mg
<i>SO₂</i>	< 50	mg
<i>NOX</i>	< 80	mg
<i>HCl</i>	< 10	mg
<i>HF</i>	< 1	mg
<i>NH₃</i>	< 5	mg
<i>CO</i>	< 50	mg
<i>PCDD/PCDF</i>	< 0,1	ng TEQ

Dati di progetto.(Tab.6.11)

I dati medi annuali di esercizio riferiti agli anni 2016 e 2017 presentano questa situazione:

<i>ore di funzionamento</i>	7.388	h
<i>Interruzione di funzionamento (carenza di fango)</i>	165	h
<i>Fango smaltito</i>	84.131	t
<i>Vapore prodotto</i>	60.435	MWh
<i>Energia prodotta</i>	5.282	MWh
<i>Energia utilizzata</i>	5.694	MWh
<i>Energia termica prodotta</i>	27.715	MWh
<i>Ceneri</i>	13.404	t
<i>Residuo (sezione purificazione gas caldi)</i>	709	t

Dati medi di esercizio, 2016/2017.(Tab.6.12)

I dati medi giornalieri relativi alle emissioni, riferiti all'anno 2017, sono i seguenti:

	<i>Valori limite (legislazione svizzera)</i>	<i>Valori medi raggiunti</i>	
<i>CO</i>	50	2,1	mg/Nm ³
<i>SO₂</i>	50	7,2	mg/Nm ³
<i>HCl</i>	20	0,1	mg/Nm ³
<i>Polveri</i>	10	2,3	mg/Nm ³
<i>NO_x di NO₂</i>	80	41,6	mg/Nm ³
<i>NH₃</i>	5	2,2	mg/Nm ³
<i>Hg</i>	0,1	0,01	mg/Nm ³

Dati medi giornalieri, anno 2017.(Tab.6.13)

Emergono interessanti risvolti se si analizza il percorso che ha portato alla realizzazione dell'impianto Outotec di Werdhölzli.

Nel 2005 inizia la prima valutazione sulla possibilità di coordinare lo smaltimento dei fanghi di depurazione prodotti dagli oltre 70 impianti di trattamento acque reflue, situati sull'intero territorio del cantone di Zurigo.

Le ragioni alla base di questo progetto risiedono nel conseguimento di:

- sicurezza di smaltimento;
- possibilità di recupero del fosforo;
- produzione di energia;
- diminuzione dei costi di smaltimento.

Nel 2010 viene presa la decisione di costruire un impianto di incenerimento a Werdhölzli.

Nel marzo del 2013 viene autorizzata la costruzione dell'impianto suddetto tramite referendum. Per la legislazione svizzera, infatti, ogni investimento pubblico che eccede i 20 milioni di franchi svizzeri (≈ 18.800.000 di euro) deve essere approvato da una consultazione popolare che, in questo caso, ha portato al risultato del 93% di voti a favore.

Nel 2015 l'impianto viene consegnato chiavi in mano alla cittadinanza e messo in funzione, viene gestito da 10 persone, ma è stato concepito per poter funzionare in automatico fino a 72 ore.

Il costo complessivo di costruzione ammonta a 51,7 mln di euro.

I costi annui di esercizio si aggirano intorno a 6,8 mln di euro, quasi completamente coperti dal contributo di versamento di 80 €/t di fango disidratato conferito all'impianto.

E' stato stimato che il recupero tramite incenerimento dei fanghi riduce i costi di smaltimento precedenti di quasi il 50%.

Si può dedurre da tutto ciò che su una popolazione ben informata e consapevole i fenomeni:

- NIMBY: *Not In My Back Yard*;
- LULU: *Locally Unwanted Land Use*;
- BANANA: *Build Absolutely Nothing Anywhere Near Anything*;
- NOPE: *Not On the Planet Earth*;
- NIABY: *Not In Anyone's Back Yard*;

non producono alcun effetto.

6.5.2 Impianto di Köhlbrandhöft (Amburgo)

<i>Località:</i>	Köhlbrandhöft , Amburgo, Germania.
<i>Committente:</i>	WWTP di Amburgo
<i>Progetto:</i>	Vera GmbH
<i>Anno inizio operatività:</i>	2000
<i>Tecnologia:</i>	Letto fluido bollente (BFB)
<i>Alimentazione:</i>	Fanghi di depurazione di reflui civili

I fanghi prodotti nell'impianto di trattamento delle acque reflue sito ad Amburgo (WWTP di Dradenau e Köhlbrandhöft) sono trattati nell'impianto di Köhlbrandhöft.

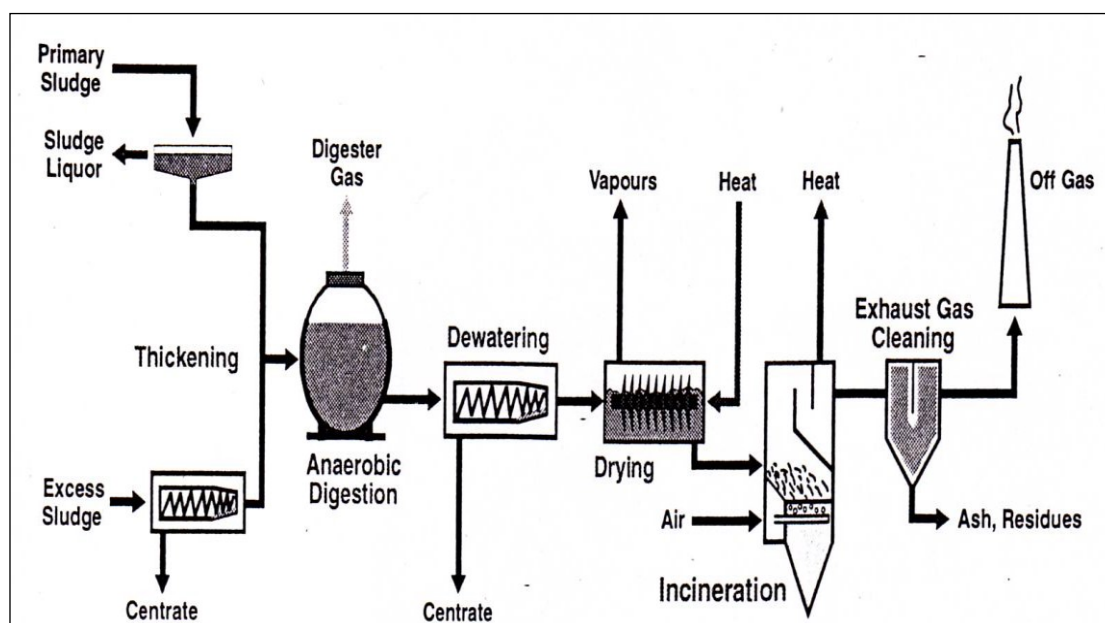
Le fasi principali sono:

ispessimento fino ad arrivare ad un contenuto di solidi secchi di circa il 5 % (i fanghi primari vengono trattati per gravità mentre quelli di supero mediante centrifugazione);

- digestione anaerobica dove circa la metà della sostanza organica è convertita in biogas;
- disidratazione mediante centrifughe (raggiungimento di un contenuto di solidi del 22%);
- essiccamento a vapore, fino al raggiungimento di un contenuto di solidi del 42%;
- incenerimento in un forno a letto fluido;
- depurazione fumi.

Le ceneri sono riutilizzate nel processo di produzione di una vicina raffineria di rame, ed utilizzate nell'industria edile.

Il biogas, proveniente dal digestore anaerobico, è utilizzato in processo combinato turbina gas-turbina a vapore, per produrre elettricità e calore da utilizzare all'interno dello stesso impianto di trattamento delle acque.

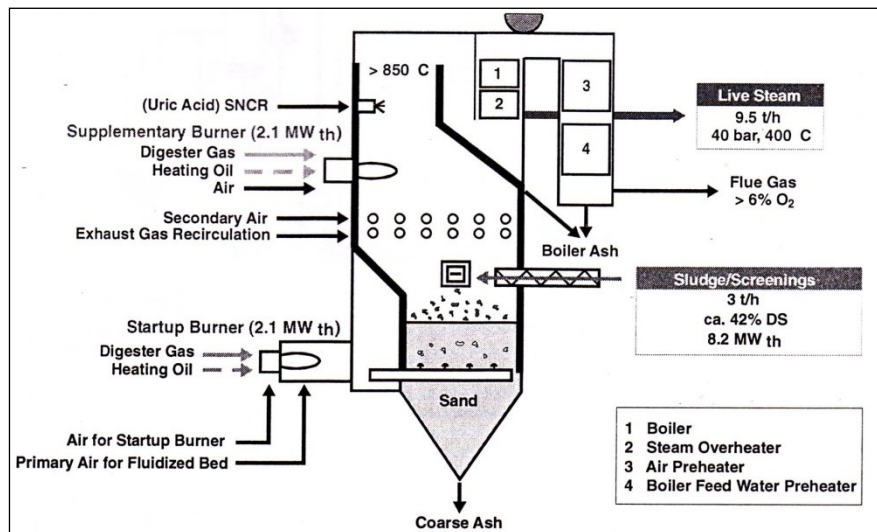


Impianto Köhlbrandhöft, Amburgo, schema semplificato.(Fig.6.20)

Processo.

Sistema combinato turbina a gas – turbina a vapore: dopo la compressione a 16 bar il biogas proveniente dalla digestione è combusto in una turbina a gas con connesso un generatore elettrico. Il gas esausto della turbina è molto caldo (circa 500°C) e viene utilizzato in una caldaia per produrre vapore a 40 bar e 400 °C che è inviato ad una turbina a vapore a due stadi, in modo da avere un rendimento elettrico maggiore. Dopo il primo stadio il vapore prodotto dal processo viene separato in due flussi: il primo è impiegato per l'essiccamento dei fanghi, il secondo è successivamente espanso in un secondo stadio e fatto condensare mediante un raffreddatore ad aria (air cooling). L'efficienza elettrica del processo varia dal 39 al 43 %. L'intero processo avviene nell'impianto di incenerimento. Il controllo delle emissioni mostra che i valori di concentrazione degli inquinanti si attesta al di sotto dei limiti di legge. Nel caso in cui la turbina a gas non funzionasse, il biogas può andare direttamente in caldaia.

Impianto di incenerimento: l'impianto di incenerimento è costituito da tre linee identiche. Le prime due operanti a piena capacità la terza di riserva. L'impianto utilizza un reattore a letto fluido. La temperatura raggiunta all'interno del forno è piuttosto bassa dell'ordine degli 810 ÷ 850 °C al fine di minimizzare le emissioni. Le basse temperature sono ottenute utilizzando un'alimentazione costituita da fanghi al 42 % di solidi secchi che hanno un potere calorifico inferiore pari a 4.200 kJ/kg

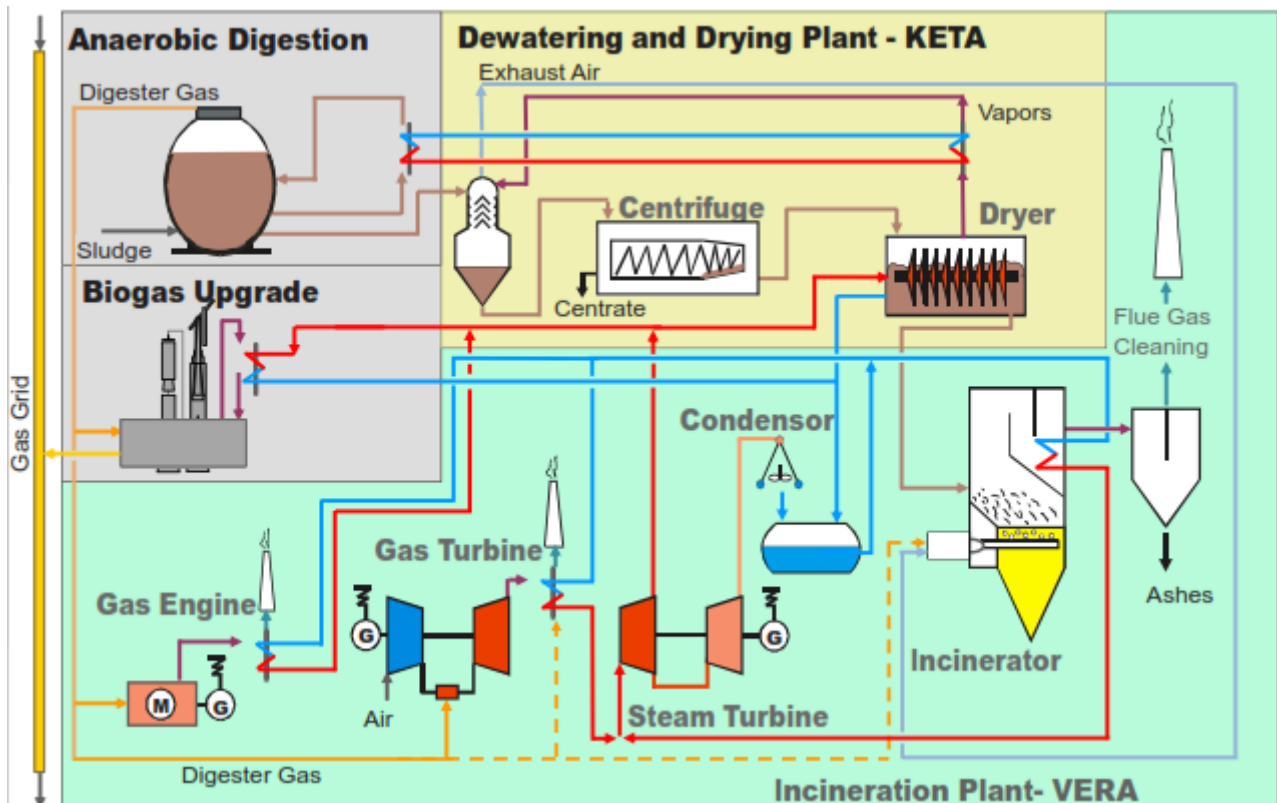


Inceneritore a letto fluido, schema. (Fig.6.21)

Ciascuna linea presenta due bruciatori ausiliari di biogas che alternativamente possono operare con combustibili fossili tradizionali (oli). Essi sono necessari per lo start-up dell'impianto per raggiungere la temperatura prima dell'introduzione dei fanghi.

Sistema di turbine comuni: il vapore derivante dal gas esausto della caldaia e il vapore derivante dall'incenerimento dei fanghi sono utilizzati in una turbina a vapore comune, al fine di produrre elettricità.

Essiccamento del fango e condensazione dei vapori: l'impianto di disidratazione dei fanghi e l'impianto di essiccamento ("KETA") sono costituiti da sei linee identiche; quattro funzionanti a "pieno carico" e due di riserva. Il fango è essiccato in un essiccatore a disco rotante senza contatto diretto tra fango e vapore.

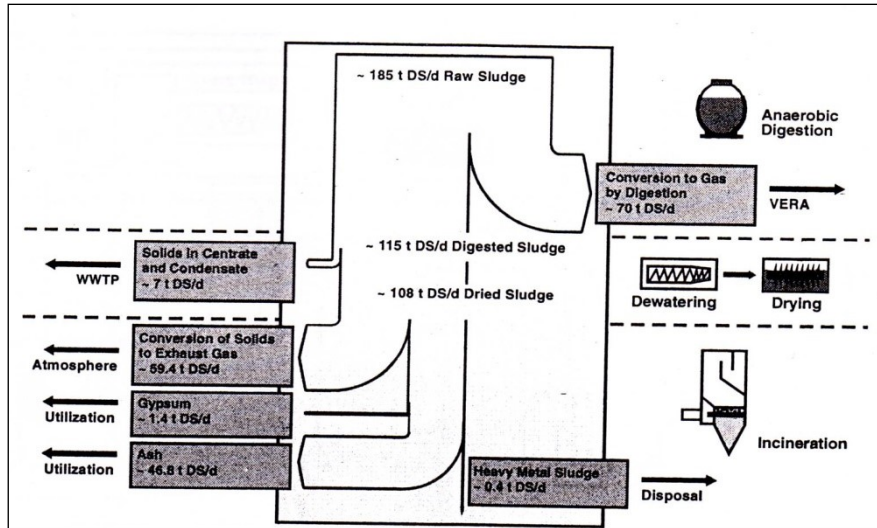


Impianto Köhlbrandhöft, Amburgo, schema. (Fig. 6.20)

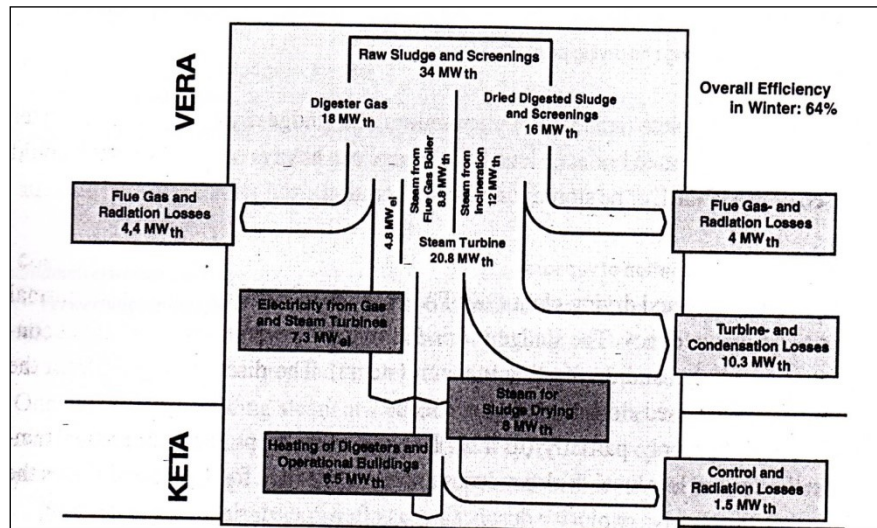
I dati di esercizio:

Digestori	10	n.	80.000	m ³ tot.
Alimentazione digestori	3850	m ³ /d	1.400.000	m ³ /y
Tempo di permanenza	20	d		
Temperatura	36	°C		
Biogas (gas da digestione)	95.000	Nm ³ /d	34.675.000	Nm ³ /y
Disidratazione ed essiccamento(KETA)				
Linee di trattamento	6	n.		
Capacità di trattamento	10,8	t s.s./h		
centrifughe	3% s.s.	ingresso	21% s.s.	uscita
essiccatori	21% s.s.	ingresso	42% s.s.	uscita
Incenerimento e produzione energetica				
inceneritori	3	n.		
Fanghi (42 %)	111.000	t/y	300	t/d
Fanghi (s.s.), max.	78.400	t/y	215	t/d
Vapore (prodotto)	9	t/h (cad.)		
Turbine a gas	5,2	MW _{el}		
Caldaie (gas esausti)	22	t/h di vapore		
Turbina a vapore	5,2	MW _{el}		
Produzione di elettricità	63.000	MWh/a		
Vapore di processo (7 bar)	120.000	t/a		

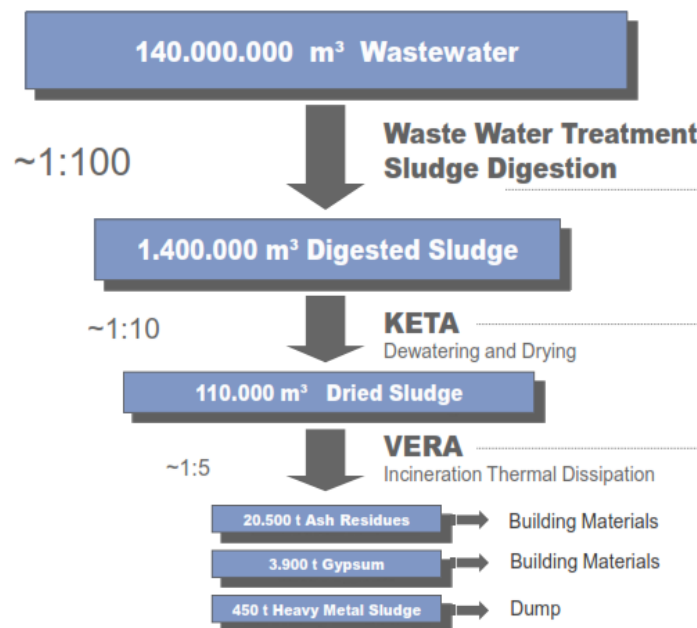
Dati di esercizio, 2016. (Tab. 6.14)



Bilancio di massa, 2010.(Fig.6.21)



Bilancio di energia, 2010.(Fig.6.22)



Dati anno 2012.(Fig.6.23)

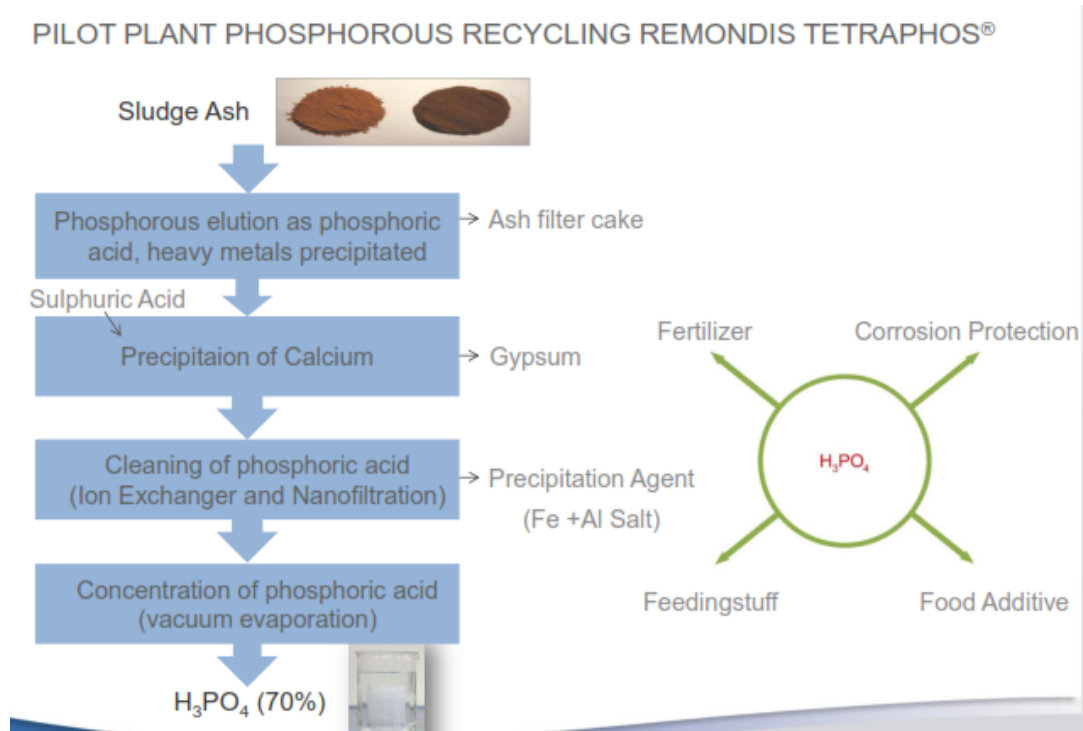
Sezione di purificazione.

La linea è costituita dai passaggi seguenti:

- filtrazione elettrostatica;
- quenching;
- scrubbing in controcorrente;
- adsorbimento su carbone attivo.

Impianto pilota di recupero fosforo.

E' in fase di sperimentazione la line di recupero del fosforo contenuto nelle ceneri, residuo del processo di incenerimento. Progetto Remondis Tetraphos ("processo acido a umido" crf. Cap.6.5.4)



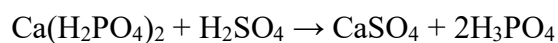
Procedimento, schema. (Fig.6.24)

Il fango è alimentato ad un reattore dove viene miscelato con una soluzione di acido fosforico che riesce a sciogliere praticamente tutto il contenuto di fosfati presenti nel fango, in breve tempo. Il tutto viene filtrato ottenendo la separazione di circa il 50% della sostanza insolubile contenuta nelle ceneri.

Il filtrato è acido fosforico grezzo.

Le ceneri residuali separate che contengono > 50% di sostanza secca, sono in stato semi-solido possono venire conferite in discarica o riciclate, infatti può rappresentare una sostanza utile in campo edile.

Al filtrato viene aggiunta una quantità stechiometrica di acido solforico provocando la precipitazione del calcio contenuto (10 ÷ 20 g) tramite la formazione di solfato di calcio che costituisce il gesso, separato grazie ad un'ulteriore filtrazione. Contemporaneamente si produce altro acido fosforico secondo la reazione:



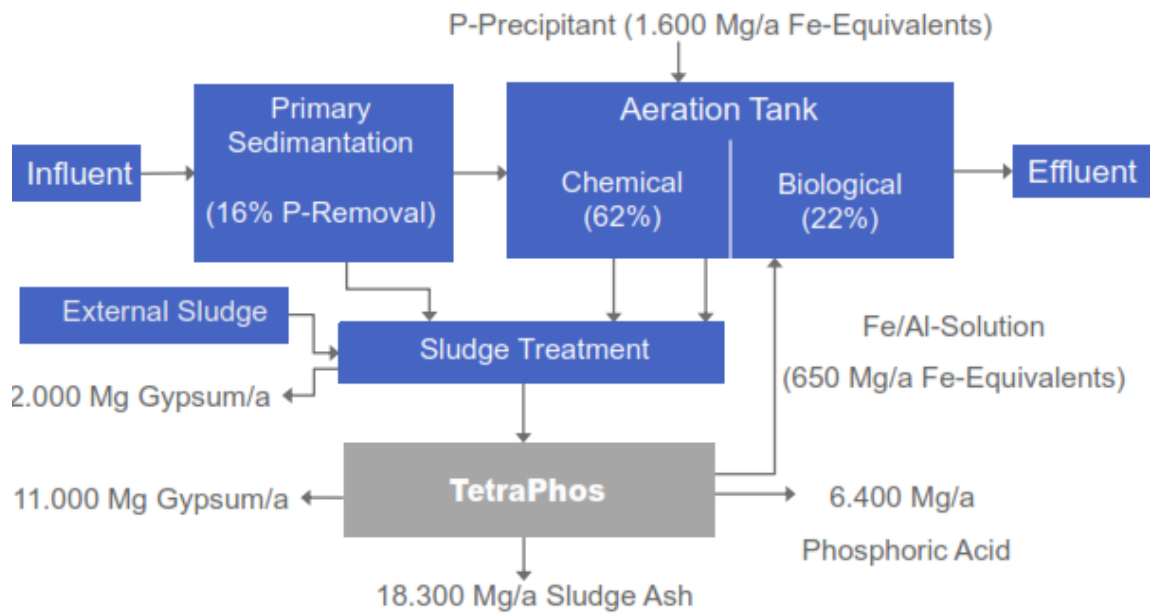
Il gesso proveniente da questo processo può essere impiegato nell'industria delle costruzioni così come avviene per il gesso ottenuto dalla sezione di depurazione fumi.

I metalli pesanti, ancora presenti nella soluzione di acido fosforico grezzo, come magnesio, alluminio e ferro possono essere separati utilizzando resine a scambio ioni selettive. Tali resine

vengono rigenerate con lavaggi acidi ottenendo soluzioni di sali metallici che possono essere riutilizzate nell'impianto per la precipitazione dei fosfati. Nell'impianto di Amburgo si riesce a ridurre la quantità di sali di precipitazione del 30 ÷ 40% grazie a questo processo multi-stadio che recupera fosfati sotto forma di acido fosforico, calcio come gesso e alluminio e ferro come soluzioni di sali metallici.

L'impianto è progettato per trattare 0,5 ÷ 1 t/d.

REMONDIS TETRAPHOS® INTEGRATED IN WWTP HAMBURG



Bilancio di massa. (Fig.6.25)

6.5.3 Impianto di Dordrecht (Olanda)

Località:	Dordrecht, Olanda.
Committente:	DRSH, poi HVC Groep
Progetto:	Lurgi Envirotherm
Anno inizio operatività:	1996
Tecnologia:	Letto fluido bollente (BFB)
Alimentazione:	Fanghi di depurazione di reflui civili

In Olanda esistono due grandi impianti di incenerimento dei fanghi, provenienti dalla depurazione delle acque reflue, ad oggi operativi. Insieme essi presentano una capacità di 180.000 t di solidi secchi per anno.

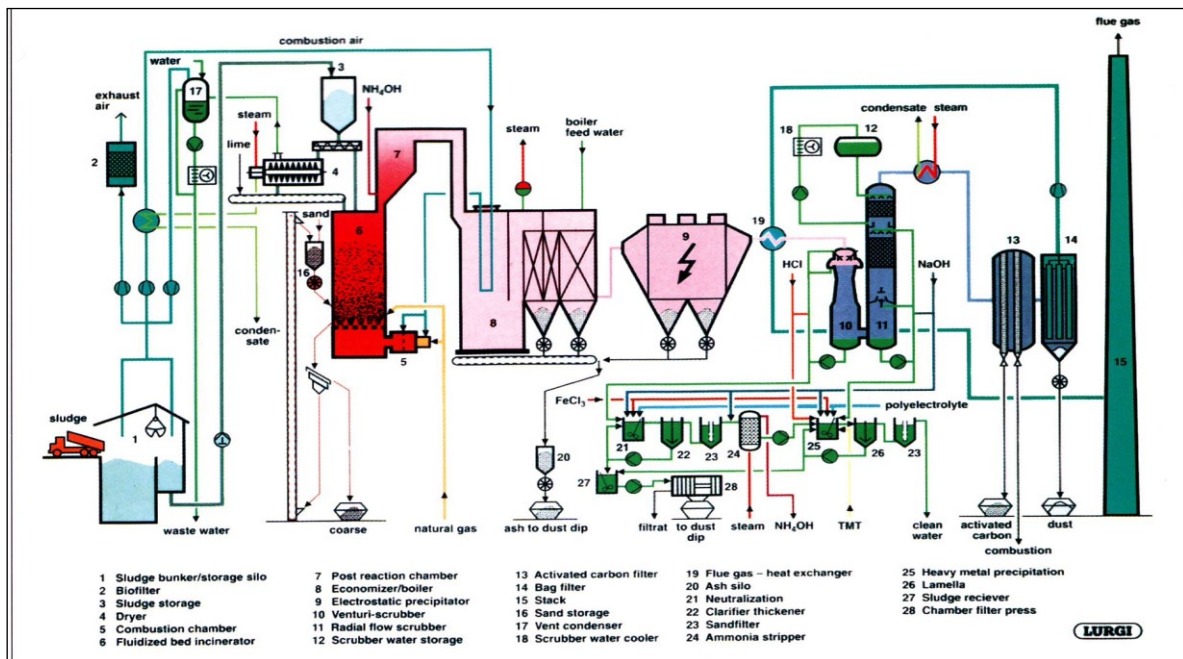
L'impianto di incenerimento dei fanghi di Dordrecht è il primo impianto funzionante a piena scala costruito in Olanda.

La linea 1 e la 3 entrano in funzione nel 1996.

La linea 4 entra in funzione nel 1998.

Si tratta di un impianto di incenerimento a cui vengono convogliati i fanghi provenienti da un gran numero di impianti di trattamento delle acque reflue, di cui solo il 5% proviene da insediamenti industriali previo trattamento.

In figura 6.26 viene riportato lo schema della linea 1 dell'impianto, identico alla linea 3, messe in funzione nel 1996. La linea 4 ha una potenzialità più elevata.



Impianto incenerimento, linea 1, Dordrecht, schema.(Fgi.6.26)

Nella Tab.6.15 vengono riportate le caratteristiche principali e le specifiche di esercizio dell'impianto.

TECHNICAL SPECIFICATIONS OF THE SLUDGE INCINERATION PLANT IN DORDRECHT

<p>Design 45,000 tonnes ds/year / 240,000 tonnes sludge/year 30 - 40 loads/day / 6,667 operating hours/year 2.25 tonnes ds/hour per line / 3 lines</p> <p>sludge on delivery: 19% ds / after drying: 35 - 45% ds ashes: 50% / heat of combustion: 20 MJ/kg org. matter</p> <p>sludge delivery/transportation 2 weighbridges max. weight: 70 tonnes storage capacity concrete bunker: 4,000 m³ in total depth of bunker: 6 m 2 cranes, each with a grab capacity of 5 m³ 2 sludge pumps with a capacity of 50 m³/hour</p> <p>sludge drying disc dryer with 64 discs / input: 19% ds, 11.8 tonnes/hour output: 45% ds, 5.1 tonnes/hour / evaporation capacity: 6.7 tonnes/hour feeding steam at 8 bar 180 °C, 9.7 tonnes/hour / drying time sludge: ca. 1.5 hours</p> <p>incinerator surface area: 7.5 m², 154 air ducts / combustion air: ca. 12,000 m³/hour sand bed: ca. 8,000 kg / masonry: 37.5 cm thick overall height: 14 m / inner diameter: 3.05 m temp.: 850 - 950 °C / flue gases: ca. 18,000 m³/hour (wet)</p> <p>boiler 1st part: pre-heating of air up to ca. 500 °C 2nd part: steam generation steam at 12 bars, 200 °C, 5.6 tonnes/hour</p> <p>E-filter two fields / voltage: 10,000 - 80,000 volts / dust elimination: > 99.9%</p> <p>wet scrubbers 1st scrubber: acidic, pH ca. 1 / 2nd scrubber: alkaline, pH ca. 8 / sluice: 6 m³/hour</p> <p>adsorber through-flow area: 19.4 m² / gas speed: 0.32 m/s 1st layer: 20 cm thick, 3,000 kg with sulphur-doped zeolite pellets 2nd layer: 100 cm thick, 14,000 kg, temporarily empty</p> <p>bag filter number of bags: 180 / filter surface: 360 m²</p>	<p>heat exchanger teflon tubes / raw flue gases: T of 260 °C -> 220 °C cleaned flue gases: T of 75 °C -> 145 °C</p> <p>stack height: 80 m / diameter ducts: 800 mm / T flue gases > 120 °C</p> <p>continuous emission measurements of: dust/O₂ / NO_x / SO₂ / C_xH_y / HCl / CO</p> <p>emergency water tank 30 m³ / sufficient for 3 lines</p> <p>ash storage 2 silos / 2 x 300 m³ sprinkling with effluent from the scrub water treatment</p> <p>scrub water treatment capacity: 24 m³/hour / per line: 6 m³/hour / neutralization in 2 steps addition of NaOH, iron (III) chloride, polyelectrolyte, TMT-15</p> <p>residual products ashes (after sprinkling): 25,000 tonnes/year filter cake: 100 tonnes/year sieve material: several m³/year waste water: 600 m³ per day zeolite: 10 m³/2 years flue gases (dry): 15,000 m³/hour per line</p> <p>emission data Flue gas cleaning, maximum emission levels in mg/Nm³ at 11 vol. % O₂ according to the 1989 Guideline on Incineration</p> <table border="0"> <tr><td>total dust</td><td>5</td></tr> <tr><td>HCl</td><td>10</td></tr> <tr><td>HF</td><td>1</td></tr> <tr><td>CO</td><td>50</td></tr> <tr><td>org. compounds (measured as C)</td><td>10</td></tr> <tr><td>SO_x</td><td>40</td></tr> <tr><td>NO_x</td><td>70</td></tr> <tr><td>heavy metals:</td><td></td></tr> <tr><td>Sb + Pb + Cr + Cu + Mn + V + Sn + As + Co + Ni + Se + Te</td><td>1.0</td></tr> <tr><td>Cd</td><td>0.05</td></tr> <tr><td>Hg</td><td>0.05</td></tr> <tr><td>PCDDs and PCDFs</td><td>0.1 ng TEQ/Nm³</td></tr> </table>	total dust	5	HCl	10	HF	1	CO	50	org. compounds (measured as C)	10	SO _x	40	NO _x	70	heavy metals:		Sb + Pb + Cr + Cu + Mn + V + Sn + As + Co + Ni + Se + Te	1.0	Cd	0.05	Hg	0.05	PCDDs and PCDFs	0.1 ng TEQ/Nm ³
total dust	5																								
HCl	10																								
HF	1																								
CO	50																								
org. compounds (measured as C)	10																								
SO _x	40																								
NO _x	70																								
heavy metals:																									
Sb + Pb + Cr + Cu + Mn + V + Sn + As + Co + Ni + Se + Te	1.0																								
Cd	0.05																								
Hg	0.05																								
PCDDs and PCDFs	0.1 ng TEQ/Nm ³																								

Specifiche tecniche, impianto di incenerimento, Dordrecht. (Tab.6.15)

Dati medi del 2013 evidenziano un aumento di capacità di trattamento grazie soprattutto al potenziamento realizzato sulla linea 4:

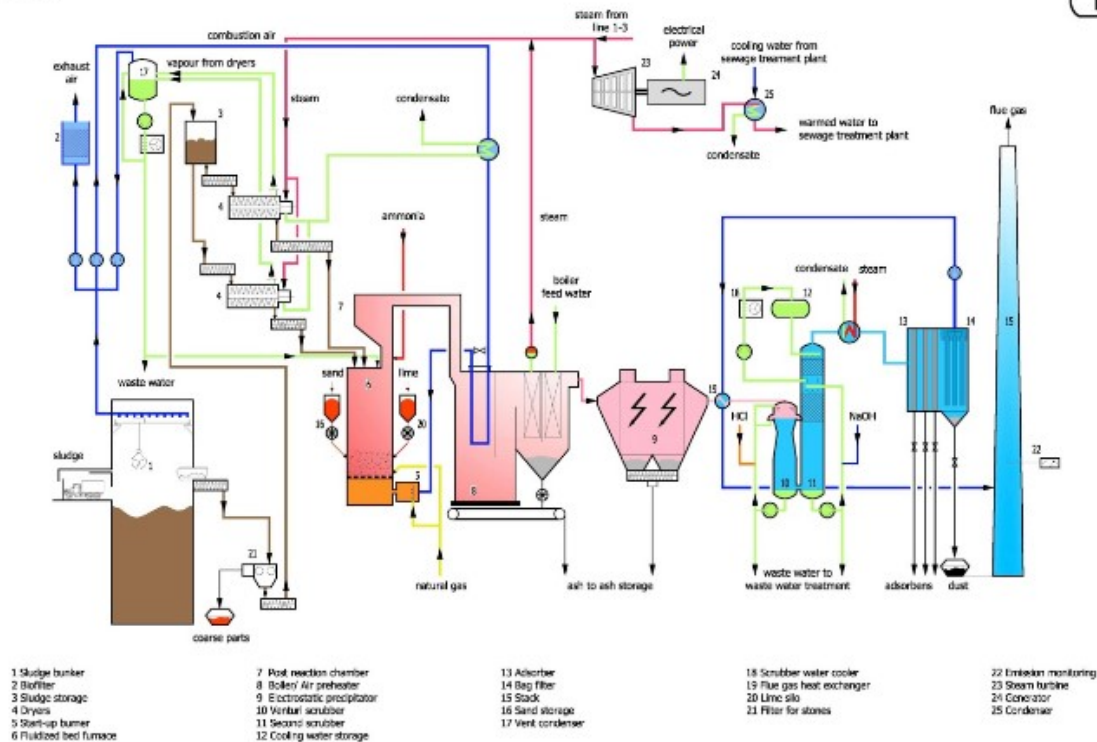
Fanghi

Ingresso	365.000	t. tal quale/y
	81.000	t. s.s./y

Flussi in uscita

ceneri	22.500	t/y
Cake da filtri a maniche (rifiuto pericoloso)	50	t/y
Carbone attivo contenente mercurio (rifiuto pericoloso)	10	t/y
energia elettrica prodotta	37.000.000	kWh
Acqua calda prodotta	125.000	GJ
Energia elettrica utilizzata	24.000.000	kWh
Natural gas utilizzata	600.000	m ³ /y

Dati impianti incenerimento, 2013. (Tab.6.16)



Impianto incenerimento, linea 4, Dordrecht, schema. (Fig. 6.27)

Processo.

Fornitura

I fanghi vengono disidratati presso i vari impianti di trattamento delle acque reflue (da cui gli stessi provengono) e successivamente vengono portati (mediante camion) presso l'impianto di incenerimento sito a Dordrecht.

Una volta arrivati all'impianto di incenerimento i fanghi vengono pesati e scaricati attraverso un certo numero di bacini di scarico all'interno di un bunker. Tali bunker possono contenere un totale di 7.800 t di fanghi e sono divisi in 5 compartimenti. Essi sono mantenuti in depressione e l'aria estratta da quest'area viene utilizzata come aria di combustione.

Essiccamento dei fanghi

I fanghi sono essiccati in un essiccatore a disco rotante. Qui la percentuale dei solidi secchi aumenta fino ad arrivare ad un contenuto di solidi secchi del 40 %.

Il vapore necessario per l'essiccamento è prodotto da una caldaia ubicata dietro il forno.

Il vapore prodotto in eccesso è inviato al vicino impianto di incenerimento.

Il vapore rilasciato durante il processo di essiccamento è condensato in un condensatore a miscelazione e trasportato al vicino impianto di trattamento delle acque reflue di Dordrecht.

Impianto di incenerimento

I quattro impianti di incenerimento a letto fluido costituiscono il cuore dell'impianto.

Questi inceneritori contengono sabbia incandescente, che costituisce il letto, ad una temperatura di 850 ÷ 950 °C.

A questa temperatura, i fanghi sono completamente essiccati, gassificati ed inceneriti.

E' presente una camera di post-combustione separata in cui i gas sono mantenuti per un periodo di tempo di 2 secondi alla temperatura minima di 850 °C in maniera da assicurare il completo incenerimento (la completa ossidazione del materiale organico).

Il contenuto di ossigeno nel flusso gassoso è superiore al 6 % in volume.

Sistema di depurazione dei fumi

I fumi vengono depurati mediante:

- due campi di filtri elettrostatici, al fine di eliminare le ceneri presenti nel flusso gassoso;
- uno scrubber Venturi (stadio acido) al fine di eliminare HCl, HF, metalli pesanti e la frazione di polveri rimanente;
- uno scrubber (stadio alcalino) al fine di eliminare la SO₂ (in questo scrubber è utilizzata una soluzione di idrossido di sodio);
- uno stadio di raffreddamento per la condensazione del vapor d'acqua, l'acqua così rilasciata è utilizzata come acqua di lavaggio, nello scrubber descritto nello step precedente;
- un filtro a carbone attivo al fine di eliminare il mercurio residuo. Al fine di evitare la condensazione del vapore i fumi sono riscaldati ad una temperatura di circa 80 °C prima di entrare in questo filtro;
- un filtro a tessuto al fine di eliminare le polveri rilasciate dalla fase di assorbimento.

Nel 1996 all'impianto fu aggiunto un sistema DeNO_x (SNCR) per la rimozione degli NO_x.

I prossimi investimenti dell'HVC saranno indirizzati verso un potenziamento della sezione di digestione anaerobica e verso la realizzazione del processo di recupero di fosforo dalle ceneri, il cui contenuto in fosfati raggiunge il 25% in peso.

6.5.4 Impianto di Noord – Brabant (Olanda)

<i>Località:</i>	Noord - Brabant, Olanda.
<i>Committente:</i>	SNB (Slibverwerkinh Noord – Brabant)
<i>Progetto:</i>	Thisse Still Otto
<i>Anno inizio operatività:</i>	1997
<i>Tecnologia:</i>	Letto fluido bollente (BFB)
<i>Alimentazione:</i>	Fanghi di depurazione di reflui civili

L'impianto sito a Noord-Brabant è stato il primo a trattare unicamente fanghi di depurazione.

I fanghi, dopo essere stati disidratati, vengono inceneriti mediante sistema a letto fluido.

L'impianto ha una capacità di circa 120.000 t di materiale secco per ciascuna linea (4 linee totali).

Tale impianto è il più grande (tra gli impianti di incenerimento che trattano fanghi, esistente in Europa).

L'impianto, come anticipato, comprende 4 linee, 3 operanti in piena scala ed 1 di riserva.

La capacità di ciascuna linea è di 3.800 kg/h.

Le principali sezioni sono:

- deposito stoccaggio fanghi del volume di 5.600 m³;
- pre-essiccamento dei fanghi mediante due dischi essiccatori per linea: superficie riscaldata pari a 250 m² per unità;
- forno a letto fluido di potenzialità pari a 3,8 t/h di s.s.;
- caldaia a vapore per il recupero termico avente capacità di 11,1 t/h a 10 bar e 180 °C;
- precipitatore elettrostatico con 3 campi per linea;
- 2 stadi di scrubbing;
- filtro di depolverazione finale.

Processo

I fanghi disidratati al 25 % di s.s. sono trasportati all'impianto di incenerimento mediante veicoli (su strada).

Vengono quindi scaricati nella fossa di accumulo, qui un ragno consente la miscelazione delle diverse tipologie di fanghi.

Dischi essiccatori riscaldati mediante vapore vengono utilizzati per rimuovere l'acqua dai fanghi fino ad arrivare ad un contenuto il s.s. negli stessi di circa il 45 %.

Il vapore necessario è generato sfruttando il calore dell'incenerimento dei fanghi stessi.

I vapori sviluppati durante il processo di essiccamento sono condensati e riciccolati nella sezione dell'impianto di purificazione dei fanghi prima della fase di rimozione dell'ammoniaca.

I gas residuali non condensabili sono distrutti nell'inceneritore.

L'incenerimento dei fanghi essiccati è portato a termine senza supporto di combustibile all'interno del forno di incenerimento a letto fluido, progettato e costruito in accordo con le linee del processo Thyssen Still Otto.

L'aria entra dal fondo della camera di combustione attraverso un piatto distributore in maniera tale da ottimizzare la fluidizzazione della sabbia costituente il letto.

I fanghi sono alimentati nella zona alta della camera di combustione, all'interno del letto fluido, dove essi vengono completamente combusti ad una temperatura di circa 870 °C.

La SO₂ contenuta nel flusso gassoso è controllata mediante addizione di calce all'interno del letto.

Per il controllo degli NO_x viene utilizzato un sistema non catalitico costituito dall'iniezione di ammoniaca all'interno del sistema (SNCR). Il contenuto di NO_x all'interno del flusso gassoso è ad ogni modo molto basso.

Il flusso gassoso lascia il reattore a letto fluido ad una temperatura di circa 870°C ed entra all'interno della caldaia a vapore dove viene raffreddato fino ad una temperatura di circa 200°C . Il vapore secco saturato è generato ad una pressione di 10 bar e ad una temperatura di 180°C .

Un triplo campo di precipitatori elettrostatici sono installati per rimuovere le polveri dal flusso gassoso. La sabbia separata è scaricata e depositata assieme con le ceneri provenienti dalla caldaia.

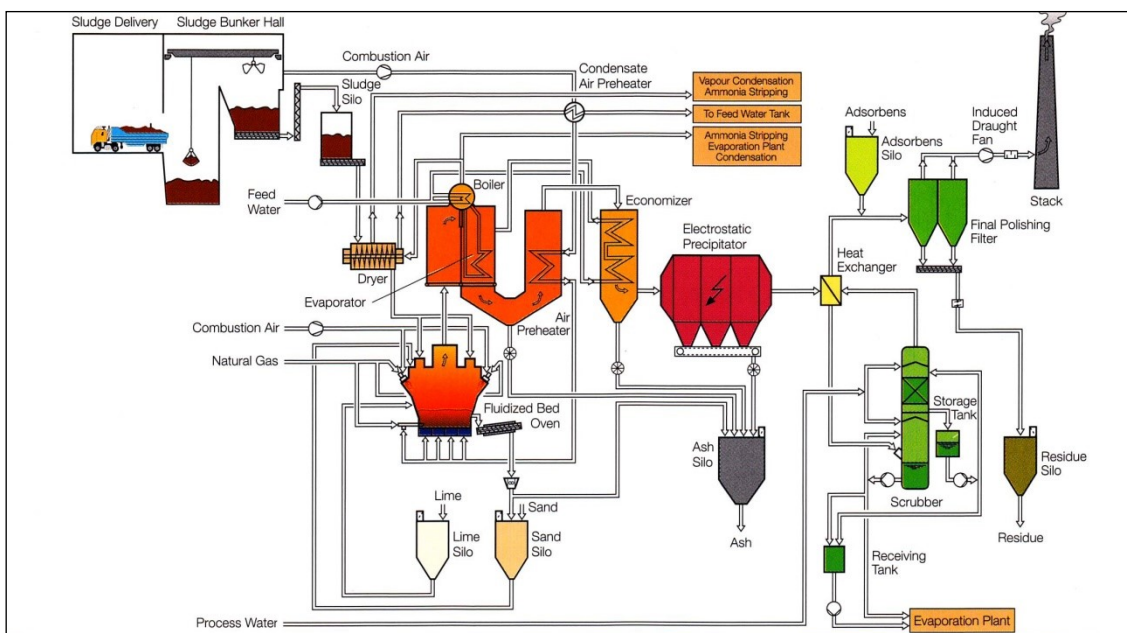
Successivamente il flusso gassoso passa attraverso uno scambiatore di calore prima di entrare in uno scrubber a due stadi.

Il primo stadio è costituito da uno scrubber a spray acido che serve per raffreddare il gas e rimuovere HCl , HF , metalli pesanti e i residui di ammoniaca trascinati dallo stadio di denitrificazione.

Il secondo stadio è costituito da uno scrubber impaccato che opera in condizioni alcaline attraverso l'aggiunta di soda caustica che serve per rimuovere la SO_2 .

La rimozione della fanghiglia da entrambi gli scrubbers è ottenuta mediante neutralizzazione all'interno dell'impianto di evaporazione delle acque reflue.

Infine il flusso gassoso è nuovamente riscaldato prima di essere fatto entrare all'interno di un filtro dove alcuni contaminanti residui, incluso il mercurio, vengono rimossi. Questo processo utilizza le proprietà adsorbenti del carbone attivo che è iniettato come una miscela con calce idrata all'interno del flusso gassoso. Questo adsorbente è separato dal flusso gassoso mediante una serie di filtri finali prima di essere scaricato per essere smaltito, assieme con i residui derivanti dal processo di evaporazione delle acque reflue, in modo sicuro per l'ambiente.



Impianto di Noord – Brabant, Olanda.(Fig.6.28)

I dati di esercizio vengono riportati nella Tab.6.17:

Total plant capacity: 315.000 t/a (sewage sludge)	steam pressure: 10 bar steam temperature: 180 °C
Sludge reception: Sludge is delivered by trucks to the sludge bunkers which are also used for mixing and storing the sludge. total capacity: 5,600 m ³	1 natural gas fired auxiliary steam generator for stripping and evaporation of effluent water steam generation: 6.5 t/h
Feed system: Different types of sludge are mixed by the sludge crane in the sludge bunker and conveyed by means of shaftless screw conveyors into the sludge silo. The silo discharge feeds the dryer. The dried sludge is fed directly into the furnace by a feed screw conveyor. 2 cranes load capacity: each 13,000 kg grab capacity: each 5 m ³	Flue gas cleaning: SO ₂ -removal in the fluidized bed by addition of limestone 4 electrostatic precipitator with 3 fields each 4 scrubbers, two stage 4 flue gas/flue gas heat exchangers 4 final polishing filters flue gas quantity, wet*): 28,400 m ³ /h flue gas quantity, dry*): 19,300 m ³ /h flue gas outlet temperature: 110 °C
Sludge drying: 4 x 2 disc dryers throughput capacity each: max. 9,500 kg/h dry substance content before dryer: 24 % dry substance content after dryer: 43 %	Clean gas conditions: (standard conditions, dry, related to 11% O ₂ -content) SO ₂ : ≤ 40 mg/m ³ NO _x : ≤ 70 mg/m ³ CO: ≤ 50 mg/m ³ Dust: ≤ 5 mg/m ³ HCl: ≤ 10 mg/m ³ HF: ≤ 1 mg/m ³ Hg: ≤ 0,05 mg/m ³
Incineration: 4 fluidized bed ovens with steel air distribution plates combustion temperature: 870-900 °C each 2 start-up burners, thermal capacity each: 3.2 MW each 1 combustion air fan, air quantity*): 18,500 m ³ /h each 1 burner air fan, air quantity*): 7,600 m ³ /h throughput per oven: 3,800 kg/h DS additional fuel: natural gas for start up	Effluent water treatment: 2 NH ₃ -stripping plants for treatment of vapour condensate from the dryers effluent water amount: each 21,900 kg/h 2 evaporation plants for evaporating the scrubber effluent effluent amount: each 1,150 kg/h
Air preheater: 4 air preheater air temperature after preheater: 300 °C	Ash removal: 4 bed ash removal systems 4 flyash removal systems, consisting of rotary valves, mechanical- and pneumatical conveyors 2 ash silos 2 discharge screw conveyors for dry and wet ash loading
Heat recovery, steam generation: 4 natural circulation type waste heat boiler steam generation each boiler: 11,1 t/h	

Dati di esercizio impianto di Noord – Brabant.(Tab.6.17)

È stata aumentata la capacità dell'impianto fino a 3,8 t s.s. /h per ogni linea (4 linee).

L'impianto rispetta i limiti normativi olandesi, tra i più restrittivi a livello mondiale.

Nel 2012 la SNB ricerca un ulteriore miglioramento impiantistico per poter raggiungere un'autonomia energetica. La NEM, acquisita dalla Siemens nel 2011, vince la gara e la possibilità di realizzare il proprio progetto. Nel 2014 l'ammmodernamento è realizzato: due delle quattro caldaie che producono vapore a 10 bar e 180 °C, recuperando il calore dei gas combustibili, vengono sostituite con caldaie che producono vapore a 60 bar. Alimentando turbine a gas portano la produzione di energia elettrica da 450 kW a 3,5 MW.

Il vapore a bassa pressione prodotto dalle due caldaie non sostituite viene utilizzato per pre-essiccare il fango.

Progetto recupero fosforo.

Nel 2014 La SNB, la HNV e la ECOPHOS firmano un contratto che prevede l'utilizzo di 60.000 t/y di ceneri, prodotte dagli impianti di incenerimento fanghi, come materia prima per l'impianto Ecophos di produzione di mangimi in costruzione a Dunkerque, realizzando un riutilizzo 4.000 t/y di fosforo.

Questo progetto è finalizzato alla valutazione di fattibilità di impianti a piena scala di recupero di fosforo.

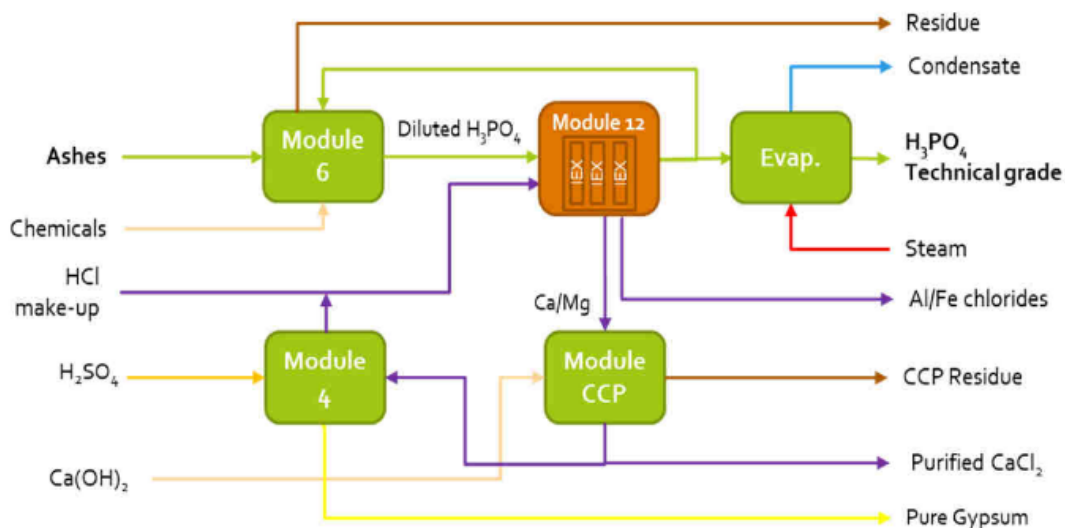
Questo recupero è fortemente voluto dalle autorità olandesi e dagli stessi gestori degli impianti di trattamento di acque reflue.

La motivazione risiede nella produzione di ceneri:

- HVC → 22.000 t /y, 25-27% P₂O₅;
- SNB → 35.000 t /y, 20-22% P₂O₅.

Quindi la quantità totale di fosforo è pari a 14.000 t P₂O₅/y.

Il processo di estrazione attuato dalla Ecophos è schematizzato in Fig.6.29.



Processo di estrazione Ecophos, schema.(Fig.6.29)

Il processo Ecophos fa parte dei trattamenti di estrazione del fosforo definiti “*Processi acidi a umido*”, quindi non di tipo termochimico come il processo AshDec (SUSAN).

Il fosforo nelle ceneri è normalmente legato ad alluminio Al-P e calcio (Ca-P, whitlockite). Nei processi di lisciviazione a umido si effettua una dissoluzione in ambiente acido (pH < 2) seguita, solitamente, da una filtrazione o separazione liquido-liquido e una successiva precipitazione o scambio ionico.

I principali processi di lisciviazione a umido sono:

PASCH, LEACHPHOS ed Ecophos.

Il sistema Ecophos, originariamente sviluppato per la produzione di acido fosforico da rocce fosfatiche a basso grado di P₂O₅, è costituito da un reattore di digestione delle ceneri con acido fosforico, una fase di filtrazione per rimuovere eventuali residui solidi, una successione di resine scambiatrici di ioni che permettono di separare Al, Fe, Mg e Ca. Una parte dell'acido solforico recuperato viene ricircolato nel reattore di contatto/reazione con le ceneri mentre una frazione viene inviata ad una fase di concentrazione con vapore. Le resine sono rigenerate con 0,9 litri di HCl per kg di cenere trattato e i flussi recuperati (Ca-/Mg-/Al-/Fe-Cl) possono essere valorizzati per scopi industriali o come reagente per la precipitazione chimica del fosforo in impianti di trattamento delle acque reflue.

6.5.5 Impianto di Stoccarda

<i>Località:</i>	Stoccarda, Germania
<i>Committente:</i>	WWTP Stuttgart – Mühlhausen
<i>Progetto:</i>	Civil Engineering Office Stuttgart
<i>Anno inizio operatività:</i>	2007
<i>Tecnologia:</i>	Letto fluido fisso
<i>Alimentazione:</i>	Fanghi di depurazione di reflui civili

La WWTP Stuttgart - Mühlhausen ha incaricato il Civil Engineering Office Stuttgart della realizzazione e successiva gestione di un impianto di incenerimento dei fanghi di depurazione. La progettazione e costruzione sono state affidate alla BAMAG GmbH, la quale si è avvalsa della tecnologia Haarslev/Atlas Stord per la sezione di essiccazione e della tecnologia Bertsch per le caldaie di recupero energetico. Nel 2003 viene terminata la costruzione, nel 2007 viene avviata l'attività a piena scala.

Le linee operanti in realtà sono 2 (linea 2 e linea 3 che non lavorano mai contemporaneamente). La linea 2 è preesistente alla linea 3, che è stata realizzata, come già accennato, nel 2003.

L'impianto di incenerimento è il principale elemento utilizzato per la gestione dei fanghi di depurazione dell'area di Stoccarda. I fanghi vengono inceneriti assieme ai grigliati in una fornace a letto fluido. Si tratta, infatti, di un impianto a letto fluido fisso con caldaia per il recupero energetico e sistema a semi secco per la depurazione dei fumi

Il vapore generato durante il processo è inviato ad una turbina ed utilizzato per la produzione di potenza elettrica che viene ceduta alle utenze locali e viene utilizzata per essiccare i fanghi. La design capacity è pari a 96 t ss / g fango e 24 t / g di grigliati.

Processo

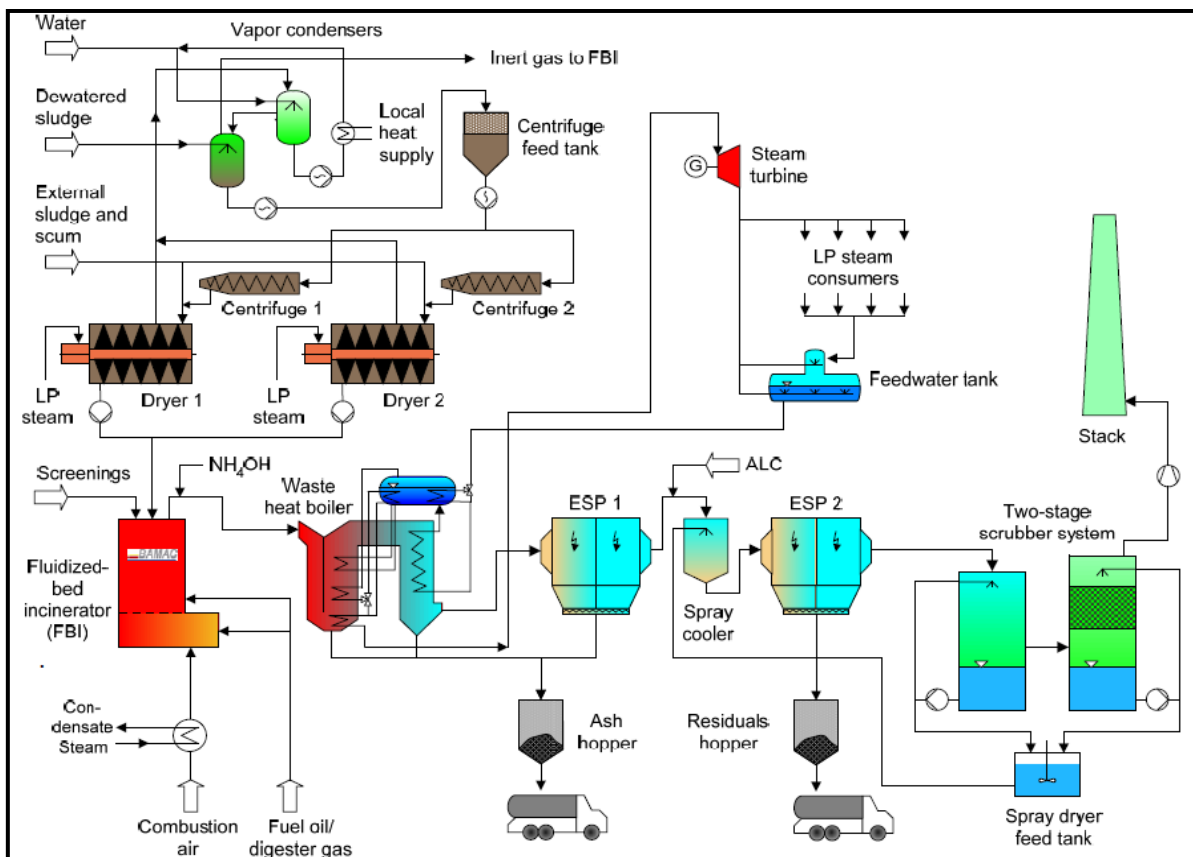
- disidratazione mediante due centrifughe;
- essiccazione tramite due essiccatori a disco paralleli;
- incenerimento: i fanghi essiccati vengono pompati nell'inceneritore a letto fluido. In aggiunta vengono alimentati anche i grigliati (screening). All'interno della camera di combustione (costituita da materiale refrattario) il materiale è combusto ad una temperatura superiore agli 850 °C. Si hanno due residui uno costituito da ceneri leggere che lasciano la camera di combustione assieme ai fumi ed uno costituito dalle ceneri pesanti che si accumulano nella parte bassa. Il letto è fluidizzato mediante l'aria di combustione preriscaldata che viene alimentata dalla parte bassa della camera di combustione. Questo assicura un buon trasferimento di calore e di energia durante il processo di combustione stesso;
- l'aria di combustione è preriscaldata in due stadi di pre - riscaldamento utilizzando vapore;
- recupero energetico: dal processo di combustione viene prodotto vapore a 64 bar e 410 °C. In uno stadio la turbina è in grado di produrre 1 MW di elettricità.
- depurazione fumi.

I consumi sono i seguenti:

- essiccamento;
- preriscaldamento dell'aria;
- riscaldamento dei locali;
- deaerazione.

I fumi lasciano la caldaia ad una temperatura di circa 200 °C e vengono fatti passare attraverso un sistema di trattamento multistadio che consta dei seguenti elementi:

- un precipitatore elettrostatico a due campi per la rimozione delle polveri. Le polveri vengono poi depositate, mediante mezzo pneumatico, in un silo;
- uno scrubber. In aggiunta carbone attivo di lignina è iniettato nel sistema di raffreddamento per la rimozione del mercurio;
- i sali derivanti dall'evaporazione che avviene all'interno dello scrubber ed il carbone attivo di lignina vengono rimossi in un secondo precipitatore elettrostatico;
- i gas acidi, quali SO₂ e HCl vengono rimossi in un sistema di scrubber a due stadi. Il primo stadio è costituito da uno scrubber spray, il secondo stadio è costituito da una colonna impaccata.



Impianto di Stoccarda, schema.(Fig.6.30)

I dati di progetto ed esercizio sono i seguenti

Capacità

<i>Capacità (progetto)</i>	4 t ss /h (fango) +	1 t/h grigliati (screening)
	96 t s.s./d (fango) +	24 t/d (grigliati)
	35.000 t s.s./y +	+ 8.760 t/y (grigliati)
<i>Portata trattata (2012)</i>	32.000 t s.s./y	130.000 t/y (t.q.)
<i>Portata trattata (2009)</i>	22.700 t s.s./y	

Ore di operatività

Disponibilità	8.000 h/a
Ore di funzionamento (2009)	4809 h (linea 3)

Sezione di disidratazione ed essiccazione

Centrifughe	2
Disidratazione	25% s.s.
Essiccatori	2
Disidratazione	da 25% a 45% s.s.
Alimentazione essiccatori	25.000 t s.s./y
Portata acqua eliminata	4.770 kg H ₂ O/h (cad.)

Recupero energetico

PCI fanghi(medio)	13,8 MJ/kg s.s.
Produzione di vapore	11 t/h (64 bar; 410 °C)
Potenza generata	1,2 MW

Dati funzionamento impianto, Stoccarda.(Tab.6.18)

Progetto di rinnovamento 2016 – 2020.

La WWTP Stuttgart – Mühlhausen ritiene che per ottenere un funzionamento dell'impianto affidabile e duraturo, l'esistente linea 2, costituita da sezione di disidratazione, essiccazione e depurazione dei fumi, deve essere rinnovata. La ristrutturazione verrà attuata durante il periodo di funzionamento della linea 3.

Le misure concordate sono le seguenti:

- sostituzione centrifughe e sistemi ausiliari;
- sostituzione essiccatori a disco;
- sostituzione del sistema di condensazione con tecnologia più idonea all'impianto;
- ristrutturazione dell'inceneritore a letto fluido;
- sostituzione della caldaia di recupero termico;
- utilizzo del vapore per produzione di energia elettrica;
- nuova centrale di controllo per entrambe le linee di incenerimento;
- nuova linea di depurazione fumi comprendente:
 - sostituzione del elettrofiltro con filtro a maniche;
 - trasformazione del sistema di lavaggio;
 - inserimento di una camera di reazione;
 - inserimento di un sistema di disidratazione del gesso.

I dati del progetto sono i seguenti:

Tecnologia di incenerimento	Letto fluido
Numero di linee	1
Capacità di incenerimento	4 Mg s.s./h
Capacità Sistema di disidratazione	2,6 Mg s.s./h
PCI (medio)	11 MJ/kg s.s.
Capacità termica lorda	11 MW
Parametri del vapore	435 °C / 70 barg

Dati relativi al progetto di ammodernamento linea 2.(Tab.6.19)

Al momento non si conoscono la possibilità e la tempistica di realizzazione.

6.5.6 Impianto di San Pietroburgo

<i>Località:</i>	San Pietroburgo, Russia
<i>Committente:</i>	SUE VODOKANAL San Petersburg
<i>Progetto:</i>	Bamag GmbH
<i>Anno inizio operatività:</i>	2007
<i>Tecnologia:</i>	Letto fluido fisso
<i>Alimentazione:</i>	Fanghi di depurazione di reflui civili

Nel dicembre 2004 la società BAMAG fu incaricata della progettazione e costruzione di un impianto di incenerimento fanghi localizzato nel sud – ovest della città di San Pietroburgo (Russia).

Il nuovo impianto di incenerimento fanghi di depurazione fu progettato per rispettare gli standard dell'Unione Europea.

L'impianto è stato messo in operatività nel 2007.

La costruzione è stata finanziata da numerose istituzioni finanziarie tra cui l'Unione Europea.

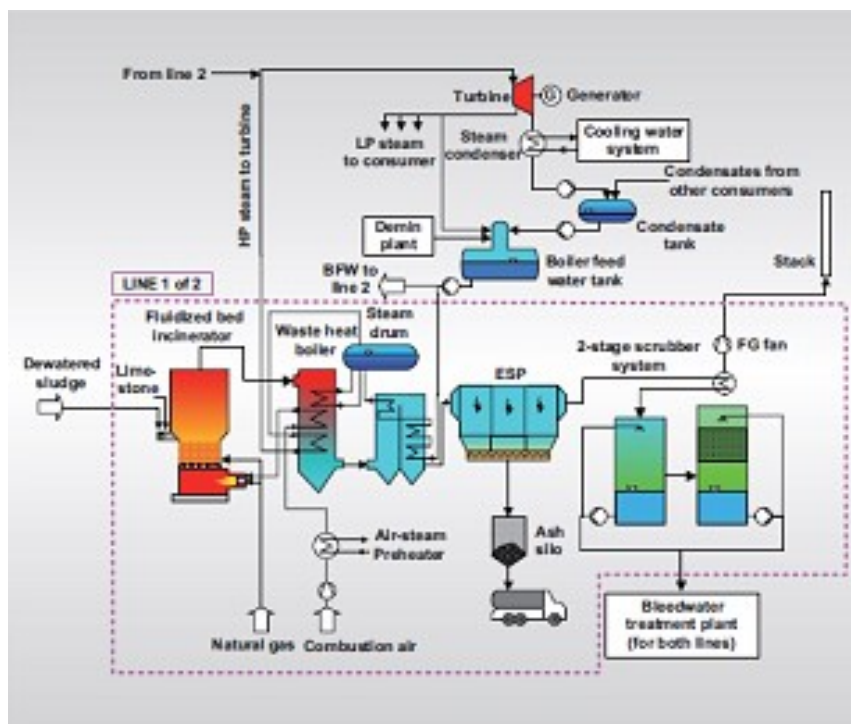
Il progetto è stato fortemente voluto dalla comunità europea per limitare il forte impatto ambientale provocato dall'utilizzo dei fanghi di depurazione in agricoltura, principale via di smaltimento attuata su suolo russo.

Il nuovo inceneritore riduce una produzione annuale di 250.000 m³ di fanghi in 12.000 m³ di ceneri riutilizzabili in campo edile nella produzione di materiali da costruzione.

Si decrementa, inoltre, il rischio ambientale dovuto al trasporto di liquami fognari attraverso zone residenziali., essendo questi stessi trattati in sito.

L'impianto, costituito da due linee, è progettato per trattare 44 t di sostanza secca per giorno ed utilizza una tecnologia a letto fluido per incenerire fanghi pre – disidratati (circa 25% s.s.) provenienti dall'impianto municipale di depurazione delle acque reflue. Il vapore generato è utilizzato per la produzione, mediante turbina, di energia elettrica (circa 3MW).

I fumi vengono depurati in un sistema di depurazione multistadio mediante il quale vengono rispettati i limiti imposti dalla normativa locale (per ciò che riguarda la presenza di inquinanti nei fumi in uscita dal camino).



Impianto di San Pietroburgo, schema.(Fig.6.20)

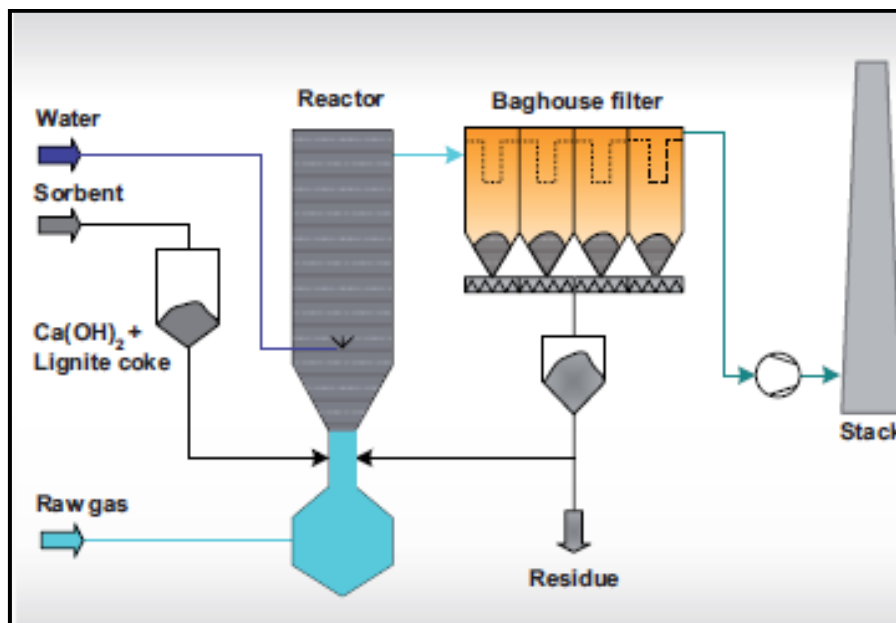
6.5.7 Impianto di depurazione fumi della Shell Green

La BAMAG è stata incaricata del miglioramento della linea di depurazione fumi dell'impianto di incenerimento dei fanghi di depurazione della Shell Green (impianto costituito da 3 linee) sito nella Mersey Valley. L'impianto serve le aree di Manchester e Liverpool

I processi di depurazione ad umido sono la tecnologia scelta per la rimozione dei gas acidi quali, in particolare, SO_2 , HCl , HF qualora questi componenti siano recuperati per il riuso. A seconda delle condizioni operative e della tipologia di scrubber selezionato queste componenti possono essere assorbite, in modo differenziale, dal liquido di lavaggio. A seconda del criterio di scarico, l'effluente liquido dello scrubber è trattato on – site in un sistema di lavaggio e scaricato nelle acque ricevute oppure inviato all'impianto di depurazione delle acque reflue per il successivo trattamento.

Nel sistema scrubber “zero – effluenti”, il flusso liquido dello scrubber viene fatto evaporare utilizzando un sistema integrato di evaporazione esterno.

I processi a secco sono opzioni “zero waste water” (zero – acqua di scarico) per la rimozione dei gas acidi quando il trattamento o lo scarico di liquido è problematico. Questo processo utilizza reattivi a base di calce o soda che sono iniettati all'interno del flusso gassoso. In alcuni casi il flusso gassoso è condizionato mediante l'iniezione di acqua prima dell'aggiunta dei reattivi. Per una rimozione simultanea di diossine/furani e metalli pesanti vengono aggiunti ai reattivi a base di soda o calce materiali a base carboniosa.



Impianto Shell Green, sezione depurazione fumi.(Fig.6.21)

7 IPOTESI IMPIANTISTICA ANALISI di FATTIBILITÀ

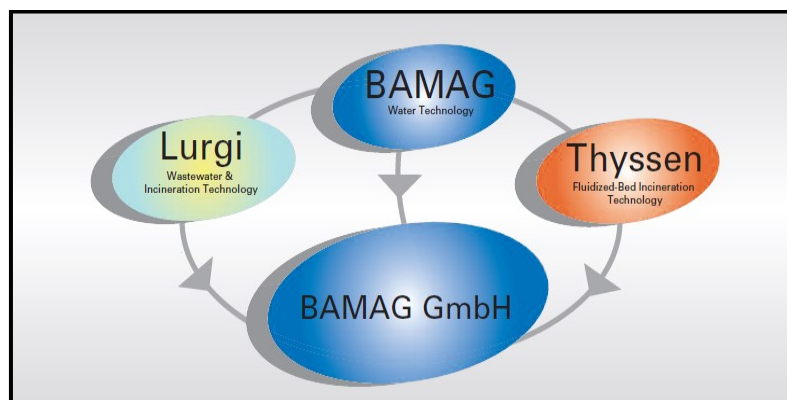
La tecnologia a letto fluido risulta, ad oggi, essere la più consolidata ed affidabile, come si evince dall'analisi degli impianti presentati nel capitolo precedente.

Da tempo la SMAT valuta soluzioni impiantistiche che possano soddisfare le sue esigenze.

A distanza di diversi anni, due progetti sono stati richiesti a società del settore, fornitrici di impianti di energia e di servizi di costruzione e approvvigionamento, specializzate nella tecnologia dell'incenerimento e del trattamento delle acque potabili e di scarico:

- BAMAG GmbH;
- SEGHERS better technology, oggi diventata KEPPEL-SEGHERS.

7.1 La TECNOLOGIA BAMAG GMBH



Società BAMAG GmbH. (Fig. 7.1)

Le principali unità del processo BAMAG per l'incenerimento dei fanghi di depurazione sono:

- centrifuga/ pre-essiccatore
- forno di incenerimento
- recupero energetico con successiva generazione di calore ed elettricità
- sistema di pulizia del gas.

I fanghi di depurazione dopo essere stati centrifugati e/o pre-essiccati sono inviati al forno a letto fluido fisso e qui inceneriti ad una temperatura superiore a 850 °C, senza il supporto di un combustibile ausiliario tranne che in fase di accensione. Il calore sensibile dei gas combusti è recuperato nel pre-riscaldamento dell'aria di combustione, nella generazione di vapore o acqua calda, nel riscaldamento dell'olio termico utilizzato come vettore di trasporto termico. Si realizza in questo modo il recupero di energia termica che oltre a trasferirsi sotto forma di calore può essere convertita in energia elettrica.

Un sistema multistadio eliminando le polveri, la SO₂, il mercurio, gli NO_x, il CO e altri composti organici realizza la depurazione delle emissioni.

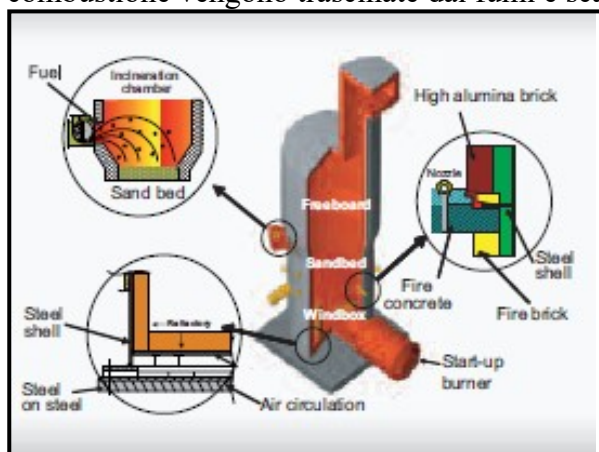
7.1.1 Incenerimento dei fanghi di depurazione

Per decenni la tecnologia a letto fluido fisso è stata applicata con successo nell'incenerimento dei fanghi di depurazione a causa delle ottime caratteristiche di trasferimento di materia e di calore, fondamentale aspetto per il rispetto dei limiti emissivi. Molte delle realtà impiantistiche tutt'oggi operanti sono dotate di forno a letto fluido fisso.



Incenerimento dei fanghi, foto.(Fig.7.2)

Il forno a letto fluido è costituito da un cilindro metallico rivestito di materiale refrattario. Nella parte inferiore della camera di combustione è installata una griglia per la distribuzione dell'aria di fluidizzazione. Sopra di essa vi è il letto di sabbia (letto fisso) e la zona di post-combustione (posta sopra il letto fluido). L'aria di combustione pre-riscaldata viene insufflata attraverso la griglia mantenendo il letto di sabbia in sospensione. Il fango è alimentato direttamente nel letto fluido dove viene ridotto in pezzi, miscelato con la sabbia incandescente del letto, essiccato e bruciato. La fluidizzazione del letto è dovuta ad una opportuna velocità dell'aria che se ulteriormente aumentata provoca l'espansione del letto stesso ed il conseguente incremento del trasferimento di calore. Nella zona superiore del letto fluido vengono bruciate le componenti organiche residue (solidi organici volatili e particelle fini) mentre le ceneri prodotte dalla combustione vengono trascinate dai fumi e scaricate nel top del forno.



Il forno a letto fluido fisso.(Fig.7.3)



I fanghi di depurazione sono ricchi di nutrienti quali azoto, calcio, potassio ed in particolare fosforo, il cui contenuto nelle ceneri, residuo dell'incenerimento, sotto forma di P_2O_5 , è di circa 14 ÷ 25%. Risulta utile recuperarlo considerando la limitata quantità di tale elemento sulla terra e la sua importanza per la vita di ogni essere vivente. La BAMAG ha partecipato al progetto europeo SUSAN e segue con interesse le applicazioni su impianto pilota attualmente esistenti (crf cap.7.1.4).

7.1.2 Recupero energetico

Nella caldaia a tubi d'acqua (steamdrum) si attua lo scambio termico: i gas caldi provenienti dal forno attraversano una serie di tubi e progressivamente si raffreddano cedendo calore ad un fluido termovettore.

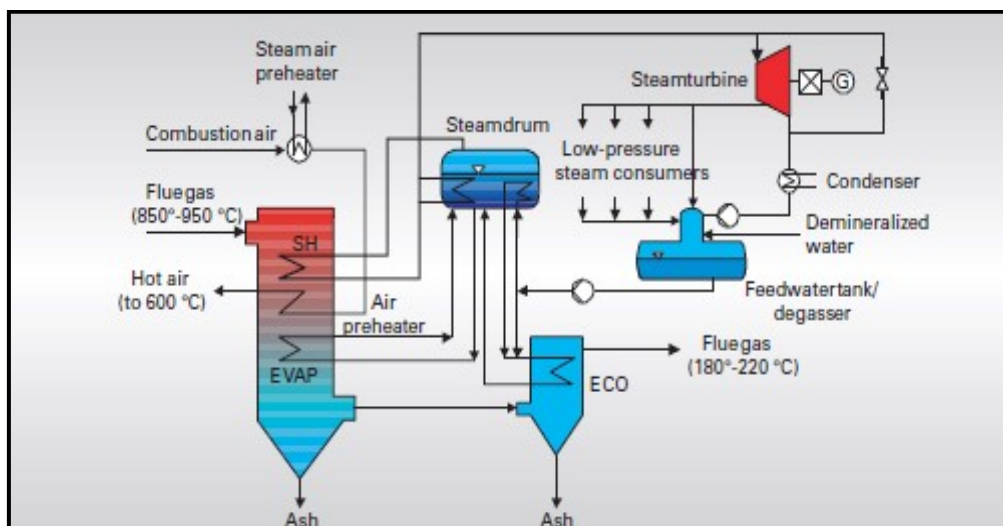
I fluidi utilizzati per il trasferimento termico possono essere:

- *vapore*;
- *acqua calda*, in questo caso il sistema di recupero viene pressurizzato per prevenirne l'evaporazione;
- *olio termico*, pressurizzazione non necessaria essendo il suo punto di ebollizione molto superiore alla temperatura di esercizio.

I tubi della caldaia per il recupero termico vengono puliti tramite un sistema ad ugelli che distribuisce aria ad intervalli di tempo prestabiliti nel caso in cui i gas caldi contengano polveri fortemente viscosi che, accumulandosi sulle pareti dei tubi e quindi sporcandoli, diminuirebbero il coefficiente di scambio termico. In genere, se le polveri non sono appiccicose, il sistema è progettato per avere un effetto autopulente.

Il vapore generato nel circuito acqua-vapore viene inviato ad una turbina a vapore che collegata ad un generatore elettrico fornisce elettricità.

Il vapore a bassa pressione uscente dalla turbina è utilizzato nella sezione di essiccamento, per il pre-riscaldamento dell'aria e per altri scopi.



Sistema di recupero termico, schema.(Fig.7.4)

7.1.3 Sezione di depurazione delle emissioni gassose

I gas combusti uscenti dal forno contengono: materiale incombusto, materiale inerte, metalli pesanti, inquinanti gassosi e altri idrocarburi generati dalla decomposizione dei prodotti di combustione stessi.

Il volume di tali gas dipende dalla tecnologia di combustione.

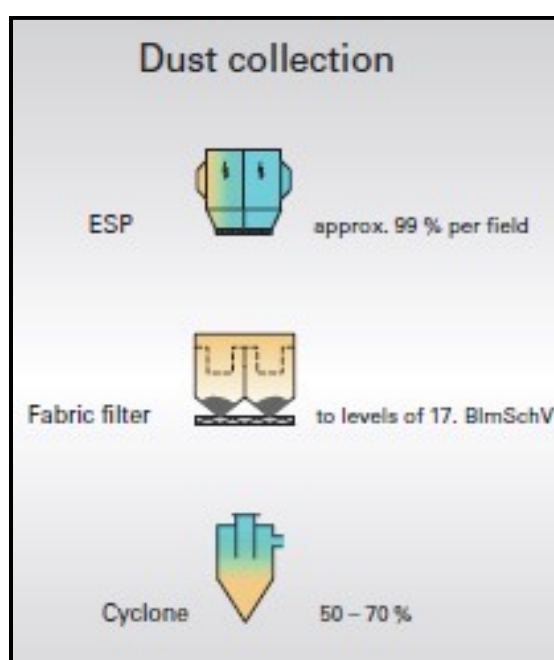
I processi maggiormente utilizzati per abbattere il carico inquinante delle emissioni gassose vengono elencati nella Tab.7.1:

Flue gas cleaning technologies	
Unit operation	Technology (also used in combination)
Dust collection	<ul style="list-style-type: none"> ■ (Wet) electrostatic precipitator ■ Fabric filter ■ Cyclone
Acid gas removal	<ul style="list-style-type: none"> ■ Scrubber (venturi, packed column, empty scrubbers) ■ Scrubber effluent treatment ■ Dry sorption (fixed-bed, moving-bed, entrained flow) ■ Conditioned dry sorption (circulating fluidized bed, spray absorber)
Heavy metals removal	<ul style="list-style-type: none"> ■ Scrubber ■ Chemical-physical ■ (Quasi) dry absorption
NOx removal	<ul style="list-style-type: none"> ■ Catalytic (SCR) ■ Non-catalytic (SNCR)

Principali tecnologie di depurazione fumi, utilizzate da BAMAG.(Tab.7.1)

Rimozione polveri.

Le tecnologie utilizzate da BAMAG per la rimozione delle polveri vengono fornite nella Fig.7.5.



Principali tecnologie di rimozione polveri, utilizzate da BAMAG.(Fig.7.5)

Le polveri fini raccolte con una qualsiasi delle apparecchiature succitate possono venire riutilizzate come aggregati per la costruzioni dei manti stradali o come materiale per la ricopertura definitiva delle discariche o convertite in fertilizzante a base di fosforo (crf. Cap.7.1.4).

Rimozione metalli pesanti.

Il cloruro di mercurio (HgCl_2) viene rimosso negli scrubber grazie a processi di adsorbimento per mantenere il mercurio in forma elementare e realizzare un'efficiente riduzione delle diossine e dei furani. I materiali adsorbenti utilizzati sono zeolite e carbone attivo. L'adsorbimento viene impiegato in impianti sia con letto fisso sia con letto trascinato.

7.1.4 Focus sul recupero del fosforo dalle ceneri.

Il fosforo è un elemento essenziale per tutte le forme di vita. E' necessario per il metabolismo, infatti, entra nel ciclo di trasformazione ADP/ATP ed è parte dei nucleotidi costituenti il DNA. E' uno degli elementi fondamentali per il nutrimento dei vegetali è, di conseguenza, essenziale per la produzione agricola.

I fertilizzanti industriali a base di fosforo vengono prodotti a partire da minerali contenenti fosforo, come la fosforite, estratti da giacimenti e miniere presenti sul nostro pianeta che non rappresentano una risorsa infinita. Il costo di tali materiali è destinato a crescere enormemente.

I fanghi di depurazione di acque reflue urbane hanno un elevato tenore di fosforo e contengono molti elementi nutrienti (calcio, magnesio, potassio) ma anche sostanze inquinanti organiche, come ormoni, antibiotici, interferenti endocrini, inquinanti organici persistenti (POP), ed inorganiche come metalli pesanti.

Risulta sempre meno realizzabile il loro utilizzo in agricoltura, tema affrontato nel primo capitolo di questo lavoro. Diventa interessante, pertanto, l'ipotesi di un recupero del contenuto di fosforo presente nei fanghi.

Il progetto europeo SUSAN (Sustainable and Safe Re-Use of Municipal Sewage Sludge for Nutrient Recovery) (SUSAN 2005-2008) è nato dalla volontà di sette partners provenienti da quattro nazioni differenti, tra cui la BAMAG. Lo scopo consiste nello sviluppare una strategia sicura e sostenibile per il recupero del fosforo dai fanghi di depurazione di acque reflue e per un successivo utilizzo in agricoltura.

Il processo prevede due stadi di trattamento termico: l'incenerimento dei fanghi ed il successivo trattamento termochimico delle ceneri risultanti.

In quest'ultimo stadio le ceneri vengono preventivamente miscelate con acqua e cloro-donatori (MgCl_2 o CaCl_2). La miscela ottenuta deve contenere il 20 ÷ 30% di acqua, quantità che permette una comoda pellettizzazione delle ceneri in funzione dell'impiego successivo.

Durante le varie prove di laboratorio (eseguite su ceneri provenienti da sette diversi impianti di incenerimento fanghi tedeschi ed olandesi) questa massa, sottoposta in continuo a energica miscelazione, subisce un trattamento termico caratterizzato da un binomio (temperatura, tempo) che varia, a seconda della prova, da 750 a 1050 °C e 10 ÷ 20 minuti.

Il flusso gassoso in uscita dal forno viene fatto gorgogliare in quattro vasche di lavaggio contenenti acqua, poste in serie, e successivamente viene inviato a due scrubber a umido dove incontra una soluzione di NaOH. La separazione dei vari metalli pesanti contenuti nel flusso si attua, previo lavaggio acido, con un'estrazione liquido-liquido utilizzando una soluzione organica. I metalli formano complessi organici con i componenti di tale soluzione a diversi valori di pH (il rame a $\text{pH} > 0,5$, lo zinco a $\text{pH} > 5,5$).

La concentrazione dei metalli pesanti nella soluzione di estrazione può raggiungere il 38% in peso per il rame e il 23% in peso di zinco ne quindi risulta interessante il recupero.

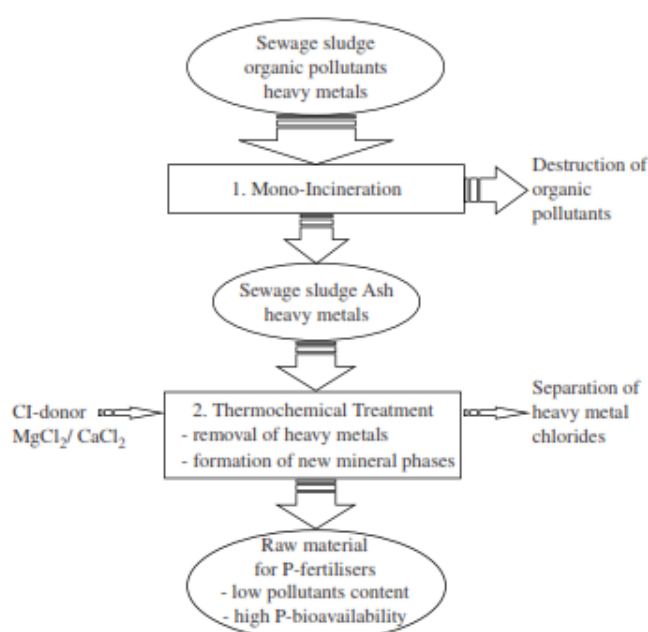
Le ceneri residue dal trattamento termochimico hanno un contenuto di P_2O_5 dal 14% al 25%. Se si considerano i fertilizzanti in commercio si nota come il contenuto di P_2O_5 non superi il 18%, di conseguenza è logico ritenere le ceneri un adeguato sostituto.

Il problema evidenziato dall'analisi chimica delle ceneri stesse è il contenuto di rame che supera i 70 mg/kg, limite imposto dalla legislazione tedesca, la più restrittiva a livello europeo, in fase di revisione.

Le varie prove eseguite hanno determinato le condizioni di esercizio che portano all'ottenimento di ceneri commercializzabili a livello europeo.:

- $T = 1000\text{ }^\circ\text{C}$;
- $t = 60\text{ min.}$;
- dosaggio soluzione di $CaCl_2 = 200\text{ mg/kg}$ di ceneri.

In queste condizioni il contenuto di $Cu = 55\text{ mg/kg}$ di ceneri.



Processo SUSAN, schema.(Fig.7.6)

Processo ASH DEC.

L'azienda austriaca ASH DEC Umwelt AG insieme alla BAM (Istituto federale per la ricerca e il collaudo dei materiali, agenzia governativa tedesca) sono stati i primi promotori del progetto SUSAN. L'OUTOTEC ne è stato uno dei partners e nel 2011 ha acquisito l'ASH DEC Umwelt AG. La tecnologia ASH DEC nasce, quindi, a partire dal progetto europeo SUSAN EU-FP6.

Condizioni da rispettare e da raggiungere per ottenere un prodotto commercializzabile:

1. il mono-incenerimento è necessario in quanto la percentuale di fosforo sul secco delle ceneri deve superare il 15% affinché il processo sia vantaggioso;
2. il contenuto in metalli pesanti nel prodotto deve rientrare nella normativa vigente del paese di riferimento;
3. la biodisponibilità del fosforo contenuto nelle ceneri non è elevata; il processo deve raggiungere una biodisponibilità nella fase minerale prodotta tale da renderla competitiva rispetto agli altri fertilizzanti.

Come abbiamo già accennato in precedenza, la stringente normativa di alcuni paesi europei (Germania e Svizzera), riguardo la concentrazioni di metalli pesanti contenuta nei prodotti usati in

agricoltura, impone un abbattimento drastico di tali elementi presenti nelle ceneri che può superare il 90% (es. il rame deve essere ridotto da circa 1000 a 70 ppm). Questa è la motivazione che sta alla base della scelta dei cloro donatori ($MgCl_2$ o $CaCl_2$) impiegati nel processo SUSAN, i quali in concentrazione elevata riescono a garantire l'efficienza di rimozione (devono infatti arrivare al 10 ÷ 15 % nella miscela alimentata al reattore).

Il $CaCl_2$ produce una fase minerale costituita prevalentemente di clorapatite, minerale della famiglia dell'apatite, con una biodisponibilità molto bassa.

Il $MgCl_2$ produce una fase minerale costituita prevalentemente da farringtonite e stanfieldite (minerali a base di fosfati di calcio e magnesio) la cui biodisponibilità aumenta quanto più il pH del suolo ricevente è inferiore a 7. Su suoli alcalini la biodisponibilità è nulla.

Proprio a causa della bassa biodisponibilità il progetto SUSAN non ha avuto applicazione impiantistica.

Nel 2008 Germania e Svizzera iniziano una revisione della normativa che comporterà un innalzamento dei limiti di ammissibilità riferiti ai metalli pesanti. Ciò rende possibile l'utilizzo di cloro donatori che, pur non realizzando una rimozione tanto drastica, possano favorire la biodisponibilità del fosforo contenuto nella fase minerale prodotta.

L'Outotec inizia nuove ricerche con diversi reagenti.

Il carbonato di sodio (Na_2CO_3) è stato il primo composto ad essere utilizzato in sostituzione dei cloro donatori, grazie alla caratteristica risaputa di aumentare la biodisponibilità dei fosfo-minerali dopo trattamento termico. Purtroppo due ostacoli hanno impedito la sua applicazione:

1. la reazione condotta in impianto pilota ha resa inferiore rispetto a quella in laboratorio;
2. il costo dell' Na_2CO_3 e la sua "impronta ecologica" risultano troppo elevati.

Il secondo composto è stato il solfato di sodio (Na_2SO_4) con cui si raggiungono risultati soddisfacenti sia per quanto riguarda la resa di reazione sia per l'aumento di biodisponibilità dei fosfati nella fase minerale prodotta. Non di minor importanza è il fatto che il solfato di sodio sia un prodotto secondario proveniente dalle sezioni di depurazione di fumi ricchi di composti di zolfo.

Ricerche successive hanno dimostrato che il solfato di sodio può essere abbinato al solfato di potassio (K_2SO_4) in modo da ottenere un aumento di concentrazione in nutrienti nel prodotto che, di conseguenza, può essere classificato come un P-K + S fertilizzante.

Il cuore del processo termochimico è costituito da un forno rotativo alimentato con le ceneri dei fanghi miscelate con Na_2SO_4 (AshDec depollution) o altri reagenti succitati (nel caso di $MgCl_2$ il processo è denominato AshDec Rhenania). La miscela viene portata a 900 ÷ 950 °C per 15 ÷ 20 min., durante i quali evaporano i metalli pesanti e precipitano le ceneri contenenti un tenore medio di P_2O_5 dal 15 al 25%. Il recupero di fosforo raggiunge il 97% di quello presente nei fanghi.

Per attuare un recupero termico, quando la linea per il recupero del fosforo è inserita all'interno di un impianto di incenerimento, la cenere può essere alimentata a caldo perché prelevata direttamente dal reattore a letto fluido adiacente oppure può venire preriscaldata parzialmente ponendola in controcorrente ai fumi uscenti dal reattore stesso. In questo modo è possibile diminuire il tempo di residenza delle ceneri all'interno del forno che può avere dimensioni inferiori.

La sezione di depurazione dei gas combustibili dell'impianto di incenerimento può essere utilizzata anche per il flusso gassoso uscente dal forno rotativo.

Le caratteristiche positive di questo tipo di fertilizzante sono:

- un contenuto di cadmio e di uranio del 80 ÷ 99% inferiore rispetto ad un fertilizzante minerale;
- non esiste il rischio di trasferire inquinanti organici nel suolo e di conseguenza nella catena alimentare, come può accadere con un fertilizzante organico;
- l'assenza di acidi liberi che favoriscono miscele con urea e fertilizzanti organici e conseguenti reazioni indesiderate;
- la fornitura di fosfati in base agli essudati delle radici delle colture evitando perdite di fosforo per deflusso, lisciviazione e fissazione.(Fig.7.7).

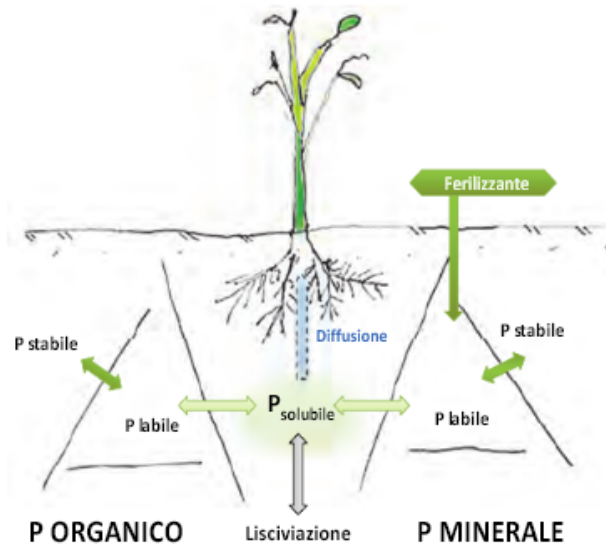
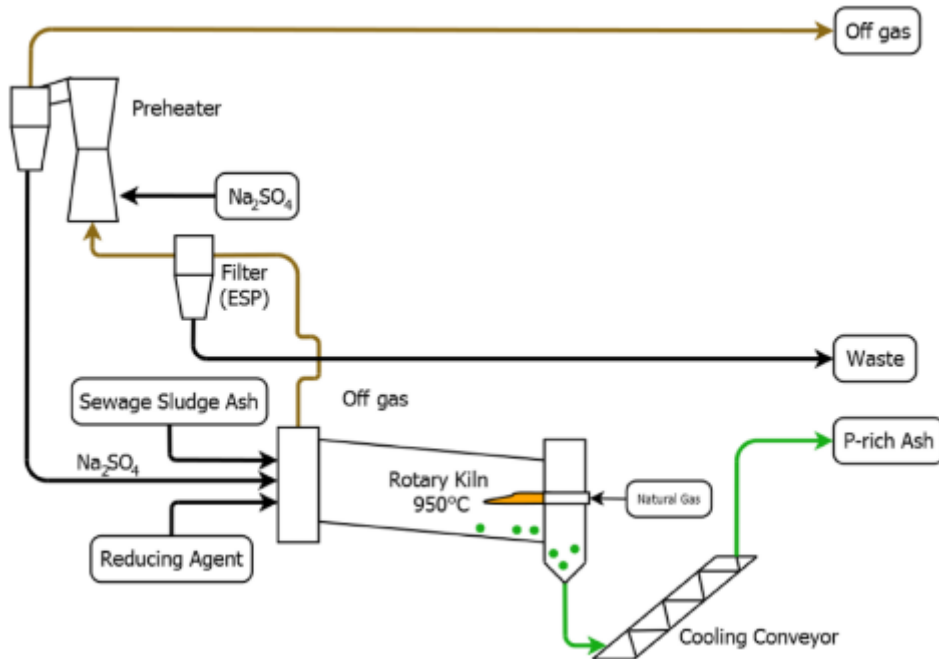


Figura 11 – Frazioni del fosforo nel terreno: frazione lisciviata con P adsorbito sulla superficie di ferro, ossidi e idrossidi di Alluminio e carbonato di calcio; frazione minerale (apatiti); frazione organica (sostanza organica e masse microbiche)

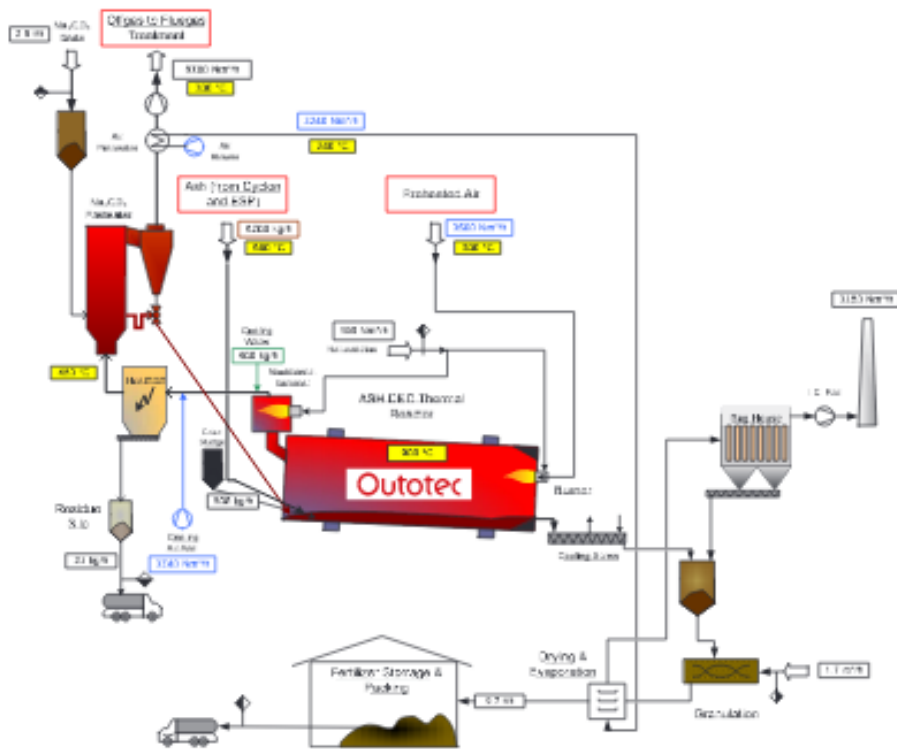
(Fig.7.7)

L’AshDec è stato applicato su scala pilota, dal 2008, presso Leoben (Austria).

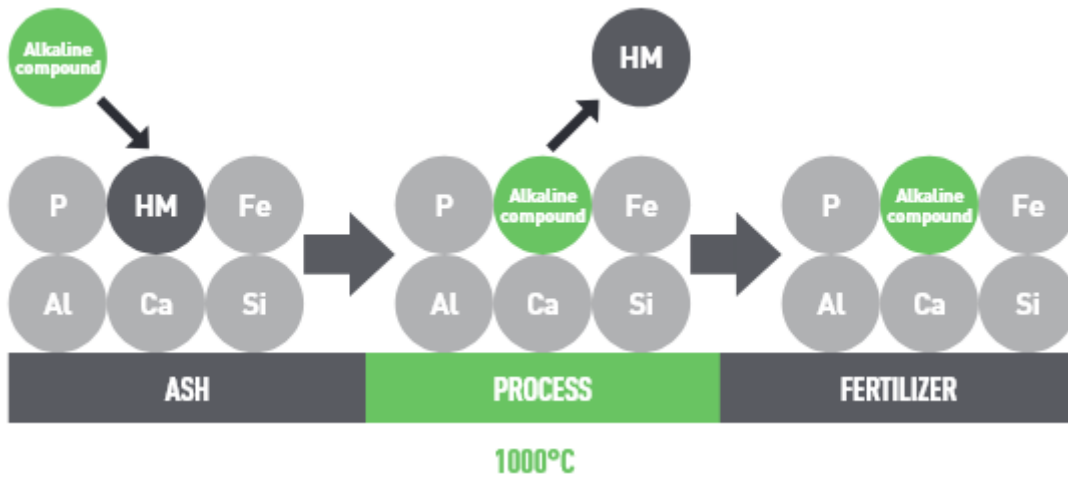
L’Outotec ha realizzato, recentemente, inserendolo nell’impianto di incenerimento di Zurigo, una linea pilota che attua il processo Outotec AshDec sulle ceneri prodotte.



Impianto recupero fosforo AshDec, schema semplificato.(Fig.7.8)



Impianto Outotec AshDec, schema.(Fig.7.9)



*Processo Outotec AshDec, schema.(Fig.7.10)
(HM = heavy metal)*

7.2 La PROPOSTA IMPIANTISTICA di BAMAG GMBH

Vien, ora, illustrata la proposta impiantistica della società BAMAG.

Per maggiori approfondimenti si rimanda al documento in appendice II:

“Cost Estimation – SMAT Metropolitan Water Company Torino SpA, Torino, Italy – Project Torino”.

7.2.1 Trattamento termico dei fanghi

La progettazione della linea di incenerimento deve tenere conto di alcuni aspetti:

- l’inserimento in impianto di depurazione esistente ed operativo sito in Castiglione Torinese;
- osservanza alle prescrizioni di sicurezza e di riduzione degli inquinanti secondo quanto prescritto nella Direttiva Europea 2000/76/CE;
- dimensione e potenzialità tali da soddisfare la gestione dei carichi di fango prodotto, garantendo un’operatività continua 24 ore al giorno per 7 giorni la settimana.

In Tab.7.2 sono riportati i carichi di fango e la loro composizione media.

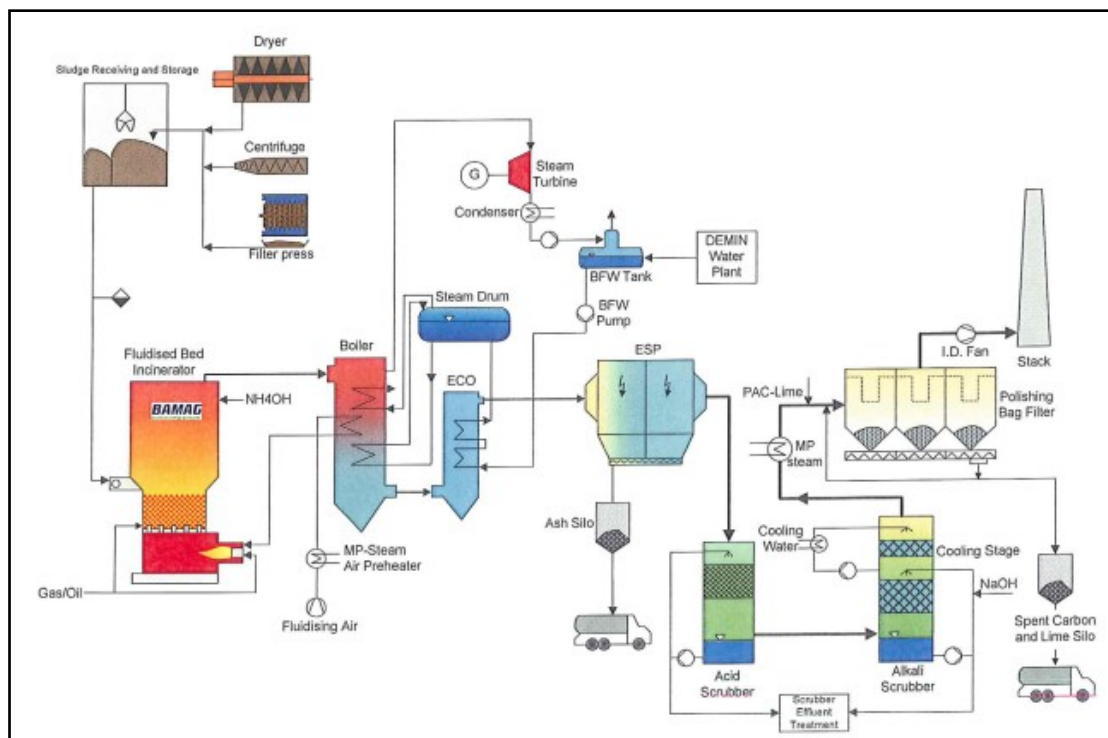
<i>Parametro</i>	<i>Centrifugato</i>	<i>Essiccato</i>	
<i>Carico annuale</i>	57.000	16.000	t/a
<i>Carico orario</i>	7.125	2.000	kg/h
<i>Sostanza secca</i>	2.138	1.800	kg s.s./h
<i>Sostanza secca</i>	30	90	%
<i>Ceneri su s.s.</i>	50	45	% s.s.
<i>Potere calorifico inferiore</i>	1.850	11.600	kJ/kg

Composizione elementare della frazione organica del fango

<i>C</i>	58,0	56,4	%
<i>H</i>	6,0	7,1	%
<i>O</i>	26,4	26,4	%
<i>N</i>	7,0	7,8	%
<i>S</i>	2,2	2,1	%
<i>Cl</i>	0,4	0,2	%
<i>Totale</i>	100	100	
<i>Hg</i>	1 ÷ 2,3	1 ÷ 2,3	mg/kg s.s.

Quantitativi fanghi e loro caratterizzazione chimica in ingresso all’impianto.(Tab7.2)

In Fig.7.11 è riportato lo schema dell’impianto proposto.



Schema dell'impianto proposto da BAMAG. (Fig.7.11)

Il progetto prevede lo stoccaggio del fango in silos o in bunkers e la successiva alimentazione dello stesso al forno a letto fluido tramite un sistema a diffusione.

Il forno a letto fluido è costituito, come abbiamo già accennato, da un cilindro in materiale refrattario. Nella parte inferiore della camera di combustione è installata una griglia necessaria per la distribuzione dell'aria di fluidizzazione. Sopra questa griglia troviamo il letto di sabbia (letto fluido) e la zona di post combustione (ubicata sopra il letto fluido).

Il fango in ingresso deve essere vagliato per eliminare eventuali corpi estranei, pietre, vetro, etc., se necessario macinato in particelle di dimensioni massime di 50 mm x 50 mm x 50 mm.

Il fango viene completamente combusto all'interno della camera di combustione. I componenti inorganici sono polverizzati a cenere e lasciano la camera di combustione assieme al flusso gassoso passando attraverso la parte superiore della stessa.

I gas in uscita dall'inceneritore passano ad un sistema di recupero termico costituito da scambiatori di calore, serbatoi di raccolta acqua e vapore, pompe di ricircolazione e una turbina a vapore collegata ad un generatore di corrente.

Il sistema di trattamento fumi è costituito da:

- precipitatore elettrostatico per la rimozione delle polveri;
- tre stadi di assorbimento ad umido (wet scrubbers) per la rimozione dei gas acidi;
- riscaldamento del gas a 120 °C;
- filtro a maniche con processo di assorbimento a secco per la rimozione delle rimanenti concentrazioni di metalli pesanti, gas acidi e polveri mediante il dosaggio di carbone attivo pulverulento (PAC);
- ventilatore per l'invio del flusso a camino.

7.2.2 Principali caratteristiche tecniche dell'impianto

I principali dati tecnici dell'impianto sono indicati in Tab.7.3.

Ricezione e stoccaggio del fango

<i>Portata di fango</i>	73.000	t/a
<i>Portata di fango</i>	9.125	t/h
<i>Contenuto di solidi secchi</i>	43	%

Inceneritore

<i>Portata di fango</i>	12.500	kg/h
<i>Portata di fango s.s.</i>	4.900	kg/h
<i>Tempo di ritenzione</i>	>2	s
<i>O₂</i>	8,0	% s.s.
<i>Aria insufflata</i>	19.300	Nm ³ /h
<i>Temperatura dell'aria</i>	500	°C
<i>Aria di raffreddamento</i>	3.000	Nm ³ /h
<i>Portata fumi</i>	33.200	Nm ³ /h
<i>Temperatura fumi</i>	850-950	°C
<i>Potenza termica</i>	8,35	MW

Recupero termico e generazione energia elettrica

<i>Flusso gassoso in ingresso</i>	33.200	Nm ³ /h
<i>Temperatura flusso gassoso in/out</i>	900/200	°C
<i>Flusso di aria</i>	19.300	Nm ³ /h
<i>Temperatura aria in/out</i>	120/500	°C
<i>Portata di vapore</i>	9.900	kg/h
<i>Temperatura vapore</i>	400	°C
<i>Pressione vapore</i>	41	bar
<i>Potenza elettrica lorda generata</i>	920	kW

Quantitativi media sostanze chimiche, utilities e residui

<i>NaOH al 47% (per la rimozione della SO₂)</i>	250	kg/h
<i>NH₃ al 25% (per la rimozione degli NO_x)</i>	Da stabilire in fase di processo	kg/h
<i>PAC 15% C o calce (per la rimozione dei metalli pesanti – Hg)</i>	20	kg/h
<i>Potenza elettrica lorda</i>	920	kWh/h
<i>Acqua potabile</i>	5	m ³ /d
<i>Materiale inerte</i>	Dipende dal carico di fango	kg/d
<i>Metano per start up</i>	650	Nm ³ /h
<i>Acqua raffreddamento turbina e scrubber a 15°C</i>	800	m ³ /h
<i>Polielettrolita</i>	20	g/h
<i>TMT 15</i>	1	l/h
<i>FeCl₃</i>	250	g/h
<i>Ceneri</i>	1.900	
<i>PAC o calce esauriti</i>	25	
<i>Scarico condensa scambiatore</i>	1	

Dati tecnici dell'impianto di incenerimento proposto a SMAT. (Tab. 7.3)

7.2.3 La linea di trattamento delle emissioni gassose

La legislazione italiana nel Decreto Legislativo n° 133 del 2005, a recepimento della Direttiva Europea 2000/76/CE, stabilisce le misure e le procedure finalizzate alla riduzione ed alla prevenzione degli impatti derivanti da attività di incenerimento dei rifiuti sull'ambiente e sulla salute umana.

Soffermandoci sugli aspetti di inquinamento atmosferico, il D.Lgs. 133/2005 nell'allegato 1, *Norme tecniche e valori limite di emissione per gli impianti di incenerimento di rifiuti*, definisce i criteri di campionamento e i limiti alle emissioni per i parametri inquinanti derivanti da un'attività di incenerimento di rifiuti.

In Tab.7.5 sono riportati i limiti di emissione delle sostanze inquinanti riferiti al loro valor medio nel tempo di emissione definito. I dati sono intesi misurati in condizioni normali (273 K e 101,3 kPa) dell'effluente secco, con tenore di ossigeno di riferimento pari all'11% in volume sul gas secco (cfr. Cap.1.3, Tab.1.8).

<i>Parametro</i>	<i>Limite medio su 30 minuti</i>	<i>Limite medio giornaliero</i>	
<i>Polveri totali</i>	30	10	mg/Nm ³
<i>SOT</i>	20	10	mg/Nm ³
<i>HCl</i>	60	10	mg/Nm ³
<i>HF</i>	4	1	mg/Nm ³
<i>SO₂</i>	200	50	mg/Nm ³
<i>NO_x come NO₂</i>	400	200	mg/Nm ³
<i>CO</i>	100	50	mg/Nm ³
<i>Limite medio su 60 minuti</i>			
<i>Cd, Tl</i>	0,05 in totale		mg/Nm ³
<i>Hg</i>	0,05		mg/Nm ³
<i>Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V</i>	0,5 in totale		mg/Nm ³
<i>Limite medio su 8 ore</i>			
<i>PCDD + PCDF</i>	0,1 come concentrazione tossica equivalente		ng/Nm ³
<i>IPA</i>	0,01		mg/Nm ³

Valori limite di emissione in atmosfera. (Tab.7.5)

La linea di trattamento dei fumi per l'impianto di incenerimento dei fanghi di depurazione, così come è stata concepita e dimensionata in fase di ipotesi impiantistica, garantisce il rispetto dei limiti di Tab.7.5.

In Tab.7.6 sono riportati i valori di emissione misurati durante lo svolgimento di prove specifiche.

<i>Parametro</i>	<i>Valore</i>	
<i>Polveri totali</i>	< 1	mg/Nm ³
<i>TOC</i>	< 1	mg/Nm ³
<i>HCl</i>	< 1	mg/Nm ³
<i>HF</i>	< 1	mg/Nm ³
<i>SO₂</i>	< 1	mg/Nm ³
<i>NO_x come NO₂</i>	43	mg/Nm ³
<i>CO</i>	16	mg/Nm ³
<i>Cd + Tl</i>	0,00024	mg/Nm ³
<i>Hg</i>	0,007	mg/Nm ³
<i>Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V</i>	0,03	mg/Nm ³
<i>PCDD + PCDF (come TE)</i>	0,0023	ng/Nm ³

Valori misurati nel corso di test effettuati. (Tab. 7.6)

Analizzando quanto riportato in Tab.7.6, dai risultati dei test performanti effettuati emerge che grazie alla linea di trattamento fumi proposta le concentrazioni degli inquinanti in uscita saranno di molto inferiori rispetto a quelle che la normativa pone come massime.

7.2.4 Valutazione economica

Da un punto di vista della valutazione economica, il costo di investimento, chiavi in mano, dell'impianto così come precedentemente descritto è di circa € 38.500.000.

Tale costo si riferisce ad un impianto costituito da un'unica linea di trattamento e non comprende il costo delle opere civili, che, in base a quanto detto dalla BAMAG ed a quanto verificato prendendo a riferimento il piano economico finanziario dell'inceneritore di Torino in zona Gerbido, ammonterà a circa il 15 ÷ 20% del costo di investimento.

Per ciò che riguarda l'onere dovuto alle opere di compensazione, sempre prendendo a riferimento quanto previsto per l'inceneritore del Gerbido, tale importo ammonterà a circa il 10% della somma del costo dell'impianto e delle opere civili.

Quanto finora detto per ciò che riguarda le spese di investimento.

Per ciò che riguarda le spese di gestione le voci da considerare sono il costo di manutenzione (assunto pari al 2% del costo di impianto), il costo del personale (si ipotizzano 15 persone a 30.000 €/pers), il costo dei chemicals (ipotizzato pari a 15 €/t) ed il costo per lo smaltimento delle scorie (pari a circa 110 €/t).

Si ipotizza, in base a quanto desunto dalla stessa società BAMAG, di non avere ritorni economici dovuti al recupero energetico. Infatti, in base ai bilanci svolti sembrerebbe che il recupero energetico ottenibile sia esclusivamente sufficiente a garantire l'autosostentamento dell'impianto stesso.

Nella Tab.7.7 è riportato il risultato della valutazione economica per l'impianto in oggetto, secondo le valutazioni appena svolte.

Spese di gestione		
<i>Manutenzione</i>	2 % € 38.500.000	€/a 770.000
<i>Personale</i> (24 h per 8.000 h/a → 15 persone)	15 * € 30.000	€/a 450.000
<i>Chemicals</i> (270 kg/h per 8.000 h/a → 2.160 t/a)	2.160 * € 15	€/a 32.400
<i>Smaltimento scorie</i>	1.900 * € 110	€/a 209.000
Totale		€/a 1.461.400

Spese di investimento			
		<i>Opere civili = 15 % Impianto</i>	<i>Opere civili = 20 % Impianto</i>
<i>Impianto</i>		€ 38.500.000	€ 38.500.000
<i>Opere civili</i>	15 % - 20 % * € 38.500.000	€ 5.775.000	€ 7.700.000
<i>Opere di compensazione</i>	10 % (impianto + opere civili)	€ 4.427.500	€ 4.620.000
Totale		€ 48.702.000	€ 50.820.000
Ammortamento	10 %	€/a 4.820.200	€/a 5.082.000
Costo di smaltimento	(ammort + gestione) /73.000	€/t_{ss} 86,7	€/t_{ss} 89,6

Risultati della valutazione economica (impianto ad una sola linea). (Tab. 7.7)

Analizzando quanto riportato nella Tab.7.7 emerge che il costo di smaltimento varierà tra 86,7 e 89,6 €/t s.s..

Per completezza si riporta una seconda simulazione dei costi relativa al caso in cui anziché una sola linea di trattamento da 73.000 t s.s./a siano previste due linee di trattamento da circa 36.000 t s.s./a.

In questo caso, sempre in base alle informazioni reperite dalla società BAMAG, il costo di investimento sarà pari a circa € 48.000.000 (circa il 25 % in più rispetto ad un impianto costituito da un'unica linea).

Nella Tab.7.8 è riportato il risultato della valutazione economica effettuata.

<i>Spese di gestione</i>			
<i>Manutenzione</i>	2 % € 48.000.000	€/a 960.000	
<i>Personale</i> (24 h per 8.000 h/a → 15 persone)	15 * € 30.000	€/a 450.000	
<i>Chemicals</i> (270 kg/h per 8.000 h/a → 2.160 t/a)	2.160 * € 15	€/a 32.400	
<i>Smaltimento scorie</i>	1.900 * € 110	€/a 209.000	
Totale		€/a 1.651.400	
<i>Spese di investimento</i>			
		<i>Opere civili = 15 % Impianto</i>	<i>Opere civili = 20 % Impianto</i>
<i>Impianto</i>		€ 48.000.000	€ 48.000.000
<i>Opere civili</i>	15 % - 20 % * € 48.000.000	€ 7.200.000	€ 9.600.000
<i>Opere di compensazione</i>	10 % (impianto + opere civili)	€ 5.520.000	€ 5.760.000
Totale		€ 60.720.000	€ 63.360.000
Ammortamento	10 %	€/a 6.072.000	€/a 6.336.000
Costo di smaltimento	(ammort + gestione) /73.000	€/t_{ss} 105,8	€/t_{ss} 109,4

Risultati della valutazione economica (impianto a due linee). (Tab.7.8)

Analizzando quanto riportato in Tab.7.8 emerge che in questo caso il costo di smaltimento varia da 105,8 a 109,4 €/t.s.s.

7.2.5 Conclusioni

Il progetto fornito dalla società BAMAG, illustrato precedentemente, prevede per l'incenerimento dei fanghi una linea operante con tecnologia a letto fluido; il sistema di depurazione fumi previsto consta dei seguenti elementi: un precipitatore elettrostatico per la rimozione delle polveri, tre stadi di scrubber a umido per la rimozione delle sostanze acide, dosaggio di carbone attivo per la rimozione dei metalli pesanti (non abbattuti con la depolverazione) e delle eventuali componenti organiche, un filtro a maniche per l'abbattimento delle polveri residue e dei prodotti di reazione. Il recupero energetico avverrà mediante caldaia e turbina a vapore.

Analizzando quanto riportato è possibile effettuare considerazioni da un punto di vista tecnologico e da un punto di vista economico.

Dal punto di vista della *tecnologia* risulta che:

- la tecnologia di forno proposto è la tecnologia a letto fluido, tale tecnologia, come evidenziato nelle sezioni precedenti, risulta essere la tecnologia di gran lunga più affidabile nel campo della gestione dei fanghi di depurazione;
- la linea di trattamento fumi proposta risponde alle BAT (Best Available Techniques) cioè alle migliori tecnologie disponibili, così come previsto dalla normativa vigente in materia. Analizzando i test effettuati risulta che la linea di depurazione fumi proposta consentirà il raggiungimento di concentrazioni inquinanti ben al di sotto rispetto a quelle che la normativa pone come massime;
- per ciò che riguarda il recupero energetico, il rendimento elettrico ottenibile pare piuttosto basso ($\eta = 11$ % circa). Da quanto riportato nel progetto BAMAG risulta che il recupero energetico ottenibile consentirebbe esclusivamente l'autosostentamento dell'impianto.

Dal punto di vista *finanziario* risulta che:

- un impianto costituito da una sola linea di incenerimento consentirebbe lo smaltimento dei fanghi ad un costo compreso tra 86,7 ÷ 89,6 €/t. Tale costo risulta molto vicino rispetto a quanto richiesto per lo smaltimento dei fanghi fuori nazione (circa 83 €/t). Occorre evidenziare che la soluzione proposta (incenerimento su letto fluido) presenta il vantaggio di garantire piena autonomia e completa indipendenza ed inoltre la possibilità di svincolarsi dalle logiche di mercato;
- un impianto costituito da due linee di incenerimento consentirebbe lo smaltimento dei fanghi ad un costo compreso tra 105,8 ÷ 109,4 €/t, molto superiore rispetto al caso precedente ed a quanto richiesto per lo smaltimento fuori nazione. Occorre tuttavia evidenziare che per i quantitativi in gioco una sola linea, così come previsto nel progetto fornito, è auspicabile.

Sarebbe opportuno prendere in considerazione un futuro investimento per la realizzazione di una linea recupero fosforo che, a fronte di una spesa iniziale rilevante, potrà portare un rientro economico con la vendita del prodotto fertilizzante.

In previsione di quanto aumenterà il valore di tale sostanza nei prossimi anni, è importante iniziare ad indagare le varie applicazioni impiantistiche su scala pilota e le progettazioni a piena scala.

7.3 La PROPOSTA IMPIANTISTICA della SEGHERS BETTER TECHNOLOGY.

Per dovere storico, di seguito viene presentata anche la proposta impiantistica della SEGHERS better technology risalente al 1998, a cui non fu dato seguito.

Il confronto può essere utile per investigare sugli avanzamenti tecnologici intercorsi un più di un decennio.

7.3.1 Descrizione del processo

La SEGHERS better technology ha basato il progetto dell'impianto sui dati seguenti:

- Capacità di trattamento del fango: 37.500 t s.s./y (si valuta una portata tal quale con un contenuto del 25% di solidi secchi);
- Regime di lavoro: 8000 h/y.

La SEGHERS better technology suggerisce di interrompere l'utilizzo di lime per il condizionamento del fango (tale condizionante costituisce il 40% del contenuto di sostanza secca). Conseguentemente il contenuto di solidi secchi utilizzato nei calcoli è stato modificato da 30 ÷ 35% a 25%.

Il potere calorifico del fango è un tipico valore, ricavabile in letteratura, per un fango anaerobicamente digerito proveniente da impianti di trattamento di acque fognarie simili a quello in questione.

La parte sperimentale portata termine nel 1999 per la determinazione del PCI utilizzato per la valutazione di questa proposta impiantistica è stata esposta nella Tab.4.5.

Il combustore a letto fluido utilizzato ha un diametro interno del letto di 5.41m mentre la zona di fluidizzazione, sempre interna al combustore, ha un diametro di 8,65m. L'altezza del combustore è di 15.075m.

Le dimensioni tipiche dell'intero impianto sono 55m×25m e 17m d'altezza.

Alimentazione del fango

Dati operativi forniti su base massica.

- **uscita digestore:**
 - 2,30 % solidi sospesi
 - 97,70 % H₂O
- **uscita filtropressa:**
 - 25 % solidi sospesi
 - 75 % H₂O
- **uscita essiccatore:**
 - 38 % solido sospesi
 - 62 % H₂O

Il fango viene prelevato dalla piazzola di deposito da una coclea di estrazione e pompato agli essiccatori per mezzo di una monopompa.

Si è considerato il solo fango filtropressato, una tipologia prodotta nel 1998 dall'impianto e destinata al conferimento in discarica.

Gli essiccatori ispesiscono il fango al 38 ÷ 40% circa di solidi secchi prima che lo stesso venga stoccato in un silo di raccolta. Una monopompa a frequenza controllata manda il fango essiccato all'inceneritore a letto fluido.

Nel condotto che porta il fango al combustore, quando si interrompe l'alimentazione a quest'ultimo, si forma un tappo costituito dallo stesso fango che sigilla l'accesso alla fornace. Il processo risulta quindi discontinuo.

Non viene considerato nel presente progetto la possibilità di utilizzare una alimentazione mista (fanghi provenienti dalla depurazione delle acque e rifiuti solidi urbani, o assimilati). Questa opzione può essere valutata in un secondo tempo ma ad oggi non riveste più importanza.

EVAPORATORE/COMBUSTORE SEGHERS

Letto fluido

L'Evaporatore/Combustore SEGHERS è costituito da una fornace a letto fluido. Questa non è altro che un reattore circolare ad asse verticale le cui pareti sono rivestite di mattoni refrattari ed isolanti.

All'interno di tale apparecchiatura possiamo distinguere cinque parti:

1. la camera del vento che riceve l'aria primaria;
2. il sistema di distribuzione dell'aria costituito da un piatto distributore in acciaio rivestito di refrattario contenente ugelli;
3. area fluidizzata riempita di sabbia;
4. il freeboard soprastante l'area fluidizzata, dove si completa la combustione;
5. l'estensione della zona di freeboard nella sommità della fornace, con il riscaldatore di aria integrato.

Tipico dell'Evaporatore/Combustore SEGHERS è il suo *piatto di distribuzione* dell'aria a forma di fungo. Questo piatto, in acciaio di alta qualità e di disegno esclusivo, è stato concepito per resistere alle alte temperature di esercizio, superiori ai 700 °C. Questo piatto di distribuzione garantisce un'omogenea distribuzione dell'aria sul letto di sabbia attraverso l'uso di speciali ugelli con una relativamente alta caduta di pressione. Questo può essere ottenuto soltanto tramite un ingegnoso disegno dei diffusori dell'aria e della loro disposizione sul piatto di distribuzione. Tale piatto, centralmente supportato, è provvisto di una guarnizione, di disegno particolare, lungo la sua circonferenza che permette una espansione radiale.

Una seconda caratteristica dell'Evaporatore/Combustore SEGHERS è il suo *basso letto*. Un basso letto significa un letto con una relativamente ridotta altezza (generalmente 40 cm a riposo). In tale letto non si possono formare residui, è assicurata una completa miscelazione e viene evitata la formazione di zone morte. Si otterrà una combustione più completa nella zona del letto e si effettuerà un processo di incenerimento energicamente efficiente. Inoltre un basso letto implica una bassa caduta di pressione sul letto medesimo; conseguentemente i compressori dell'aria potranno essere di capacità minore ed il consumo di energia sarà inferiore.

Aria di combustione e fluidizzazione

L'aria di fluidizzazione è fornita da compressori rotativi a lobi.

L'aria fluisce attraverso lo scambiatore di calore che riceve i gas combusti in uscita dalla fornace (pre-riscaldatore aria esterna), lo start-up burner, la camera del vento e il piatto di distribuzione.

L'aria di combustione viene pre-riscaldata in due scambiatori di calore.

Il primo è il pre-riscaldatore dell'aria esterna, citato precedentemente, esterno alla fornace, il secondo si trova all'interno della fornace stessa nella parte superiore di essa.

Entrambi questi scambiatori di calore utilizzano come fluido riscaldante i gas combusti in uscita dalla fornace.

L'aria di combustione lascia il pre-riscaldatore esterno ad una temperatura di circa 300°C.

Lo scambiatore di calore integrato è a fascio tubero, connesso a due teste di uscita e d'entrata dell'aria, ancorato alla cima della camera di combustione. I gas combusti fluiscono attorno ai tubi, quindi nel lato tubi, l'aria fluisce nel lato mantello. Poiché i tubi sono ancorati solo alle teste dello scambiatore hanno la possibilità di espansione longitudinale. La posizione del pre-riscaldatore in cima della fornace permette un recupero energetico per irraggiamento (dal letto di sabbia, dai gas combusti e dalle pareti della camera di combustione) così come per convezione. In questo scambiatore di calore l'aria è scaldata alla temperatura di 650°C, tale valore è quello richiesto in ingresso alla fornace.

L'aria secondaria viene introdotta nel combustore tramite un tubo circolare dotato di molti ugelli d'iniezione, a due livelli.

Tale portata d'aria viene iniettata ad alta velocità in modo da ottenere un'elevata profondità di penetrazione ed un'elevata turbolenza nella zona di freeboard, cioè la zona di fluidizzazione del letto.

Questo assicura una completa combustione anche con un basso coefficiente d'eccesso d'aria (si può arrivare ad un valore di 1,1).

Iniezione del fango

Il fango viene sparso sull'intera superficie del letto per mezzo di dispersori rotativi. La velocità di rotazione dei dispersori, quindi la velocità di dispersione, può essere regolata tramite un convertitore di frequenza in modo da ottenere la distribuzione corretta.

Rivestimento refrattario

Il rivestimento refrattario è costituito da mattoni prefabbricati e calcestruzzo. Lo spessore del refrattario all'interno della fornace varia generalmente da 250 a 400 mm, in funzione della temperatura raggiunta nelle diverse sezioni.

Tempo di permanenza

Nella sezione del letto sono presenti le condizioni ideali per una buona evaporazione e combustione (elevato grado di turbolenza, temperatura uniforme).

La combustione si completa nella parte più bassa del freeboard.

L'elevata velocità alla quale viene iniettata l'aria secondaria in questa parte bassa del freeboard garantisce elevata turbolenza in tale zona ed evita la formazione di CO senza un apporto di ossigeno tale da produrre una combustione completa.

Il tempo di permanenza dei gas di combustione tra il punto d'iniezione dell'aria secondaria ed il pre-riscaldatore integrato posto in cima alla fornace è minimo 2 secondi ad una temperatura di non meno di 850 °C (valore richiesto dalle vigenti normative).

In pratica il tempo di permanenza nella zona di freeboard è di 5 secondi o più elevato in modo da rispettare i criteri di progetto del TDH (Transport Disengaging Height).

Combustibile di supporto

Il combustibile di supporto può essere biogas, gas naturale o combustibile liquido a seconda della disponibilità.

Il combustibile liquido ed il biogas vengono iniettati nel letto per mezzo di lance, il gas naturale tramite una griglia di distribuzione. Le lance sono costituite da tubi coassiali muniti di un flusso d'aria fredda tra il tubo interno e quello esterno. Tale aria assicura un'elevata penetrazione e dispersione del combustibile nella fornace.

Trattamento delle ceneri

Quando i gas combusti risale la fornace trascina con se parte delle ceneri, residuo di combustione, che prendono il nome di ceneri volanti.

La velocità di questo flusso gassoso è tale da elutriare tutte le ceneri volanti dalla fornace, quindi il materiale costituente il letto rimane nella camera di combustione.

Le ceneri volanti vengono velocemente raffreddate nel pre-riscaldatore dell'aria ad una temperatura inferiore al punto di infiacchimento (weakening point). Questo permette di evitare i problemi dovuti a polvere viscosa nelle apparecchiature a valle.

Recupero energetico

L'energia contenuta nei gas di combustione può essere recuperata raffreddando questo flusso gassoso da 700°C a 210°C in uno scambiatore di calore che utilizza come fluido di processo un olio diatermico.

La potenza termica resa disponibile ad altri usi dai gas combustibili è circa 8460 kW.

Questa energia termica può essere recuperata, come abbiamo già citato, in uno scambiatore ad olio diatermico o in un generatore di vapore.

Circa 5170 kW impiegate nell'essiccamento del fango, i restanti 3290 kW possono essere utilizzati, ad esempio, per il mantenimento dei digestori alla temperatura richiesta.

Il circuito dell'olio diatermico è costituito da uno scambiatore di calore posto sulla linea di trattamento dei gas di combustione seguito dall'essiccatore dei fanghi e da uno scambiatore di calore ad acqua (che ha in uscita acqua calda).

Devono essere considerati anche tutta la strumentazione ed i dispositivi necessari al controllo del circuito.

Trattamento dei gas combustibili

Un tipico processo di trattamento di gas combustibili provenienti da un impianto di incenerimento fanghi di queste dimensioni consiste in un elettrofiltro, un sistema di assorbimento, un filtro a maniche, seguiti da un quench ed uno scrubber (ad umido) a due stadi. Due ventilatori posti prima e dopo lo scrubber a doppio stadio mantengono il combustore e tutta la linea di trattamento dei gas combustibili sotto pressione.

E' stata calcolata una portata di gas combustibili di circa 38250 Nm³/h.

Il progetto si basa sui limiti di emissione esposti in Tab.7.9.

<i>Polveri</i>	10	mg/Nm ³
<i>HCl</i>	10	mg/Nm ³
<i>SOx</i>	50	mg/Nm ³
<i>CO</i>	100	mg/Nm ³
<i>Diossine + furani</i>	0,1	TEQ/Nm ³

Limiti di emissioni, di progetto.(Tab. 7.9)

Le emissioni di CO vengono controllate regolando l'efficienza del processo di combustione.

Filtri e iniezioni di adsorbente

Circa il 90% delle polveri vengono raccolte nell'elettrofiltro. La pulizia degli elettrodi avviene tramite vibrazione. Le polveri sono poste in raccoglitori e trasportate nella zona di deposito.

A seconda delle caratteristiche del fango, le iniezioni di adsorbente per la captazione di diossine, furani e mercurio potrebbero essere necessarie. E' possibile utilizzare carbone attivo, carbone coke bruno, o zeoliti. L'adsorbente viene stoccato in un silo. Una coclea dosa l'adsorbente in un eiettore. L'adsorbente è trasportato pneumaticamente al tubo in cui passano i gas combustibili, dove viene iniettato nel flusso di questi stessi gas. Uno speciale progetto degli ugelli d'iniezione associato ai risultati dei calcoli delle simulazioni fluidodinamiche assicura una perfetta miscelazione dell'adsorbente con i gas combustibili. L'adsorbimento delle diossine, furani, mercurio... ha luogo nel condotto in cui passano i suddetti gas e nel filtro a maniche.

L'adsorbente e la frazione di polveri non catturate nell'elettrofiltro vengono raccolte in un filtro a maniche. Il filtro è composto da differenti comparti. Un diaframma all'ingresso di ogni comparto assicura un'uniforme distribuzione dei gas attraverso il comparto stesso. Il flusso gassoso attraversa le maniche del filtro dall'esterno all'interno, lasciando le particelle sulla superficie esterna. Il gas pulito lascia il filtro attraverso la sezione superiore. La pulitura del filtro avviene sia on-line sia off-line. La pulitura on-line consiste in una pulsazione di aria compressa iniettata all'interno delle maniche di una fila. Questo causa l'espansione e la vibrazione della manica stessa, con la conseguente deposizione delle particelle nel raccogliatore. La sequenza della pulitura on-line viene controllata in modo da garantire un sufficiente tempo di contatto tra adsorbente e flusso gassoso. Durante la pulitura off-line un intero scomparto viene fermato mentre tutte le file di maniche dello stesso sono pulite tramite pulsazioni di aria compressa.

Le ceneri volanti raccolte nell'elettrofiltro e nel filtro a maniche sono portate in un container o in un silo prima di essere trasportate in aree di deposito appropriate.

Scrubbers

Il wet-scrubber consiste di una colonna acida con un quench e una colonna alcalina.

Il flusso gassoso, in primis, entra nella zona di quench della colonna acida dove viene raffreddato vicino alla sua temperatura di saturazione (approssimativamente 65°C). Il quench è alimentato con acqua di lavaggio di ricircolo. La grande quantità in eccesso di liquido assicura un intenso processo di miscelazione e un adeguato raffreddamento dei gas combusti nel quench. Il reattore di quench a grafite resiste a temperature superiori a 300°C. Il monitoraggio della temperatura e la riserva d'emergenza dell'acqua di raffreddamento proteggono l'impianto in eventi di guasto del sistema di ricircolo del quench. Il flusso gassoso e l'acqua di lavaggio nel quench fluiscono insieme in equicorrente in una colonna a riempimento. La seguente separazione di acidi e di metalli ha luogo in questa colonna nella quale il riempimento assicura un'intensa miscelazione dei due flussi. In questo modo HCl, HF e SO₂ sono effettivamente catturati dall'acqua di lavaggio.

Nella colonna alcalina il gas fluisce in controcorrente rispetto all'acqua di lavaggio. Per ottenere la separazione di SO₂ dal flusso gassoso e raggiungere il valore richiesto di output, si aggiunge soda caustica all'acqua di lavaggio in modo che il pH si mantenga tra 6 ÷ 7. La soluzione di NaOH viene alimentata tramite una pompa di dosaggio da un barilotto di stoccaggio di soda caustica. L'alta velocità raggiunta e la profonda miscelazione delle due fasi, liquida e gassosa, ottenuta nelle colonne di quench favoriscono il trascinarsi di gocce di liquido da parte del flusso gassoso.

Il separatore delle gocce trascinate dal gas viene inserito sulla linea trattamento fumi con una efficienza di separazione sufficientemente elevata da proteggere la pompa di aspirazione contro sovraccarichi che porterebbero ad intasamento. Il sopraccitato separatore viene ripulito mediante acqua di risciacquo. Lo scarico del wet-scrubber sarà impostato su un valore prestabilito di portata. Tale scarico potrà essere smaltito nello stesso impianto di trattamento delle acque.

7.3.2 Conclusioni

Il progetto presentato dalla SEGHERS better technology, ormai risalente al 1998 come già sottolineato, non presenta sostanziali differenze nelle sezioni di trattamento rispetto agli impianti analizzati nel capitolo precedente e rispetto al progetto proposto dalla BAMAG.

La tecnologia è quella del letto fluidizzato, affidabile e rodato. Il combustore brevettato dalle varie società del settore non mostra differenze rilevanti.

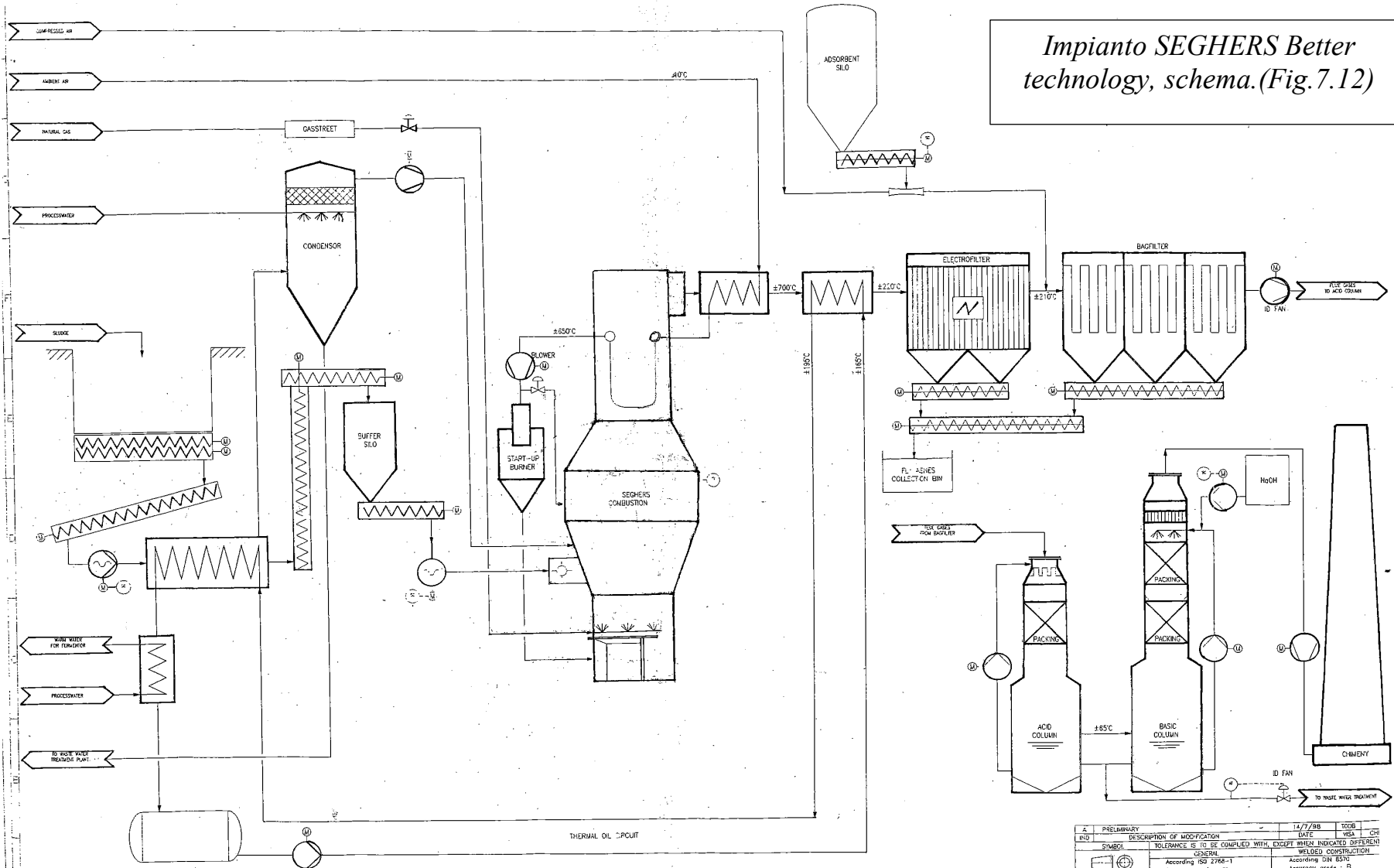
La sezione di depurazione dei gas caldi uscenti dal combustore è composta dalle consuete apparecchiature. La linea viene progettata in base alla richiesta di trattamento che deve portare ad una qualità delle emissioni rispettose della normativa vigente

Si può affermare che gli ultimi decenni non hanno visto un'innovazione tecnologica degna di rilievo per quanto riguarda l'incenerimento ma una definizione ed affinazione di metodologie esistenti.

La ricerca e l'innovazione sono sempre più attente al recupero ed al riutilizzo dei diversi sottoprodotti generati durante il trattamento, come impongono l'economia circolare e le conseguenti direttive europee:

- Recupero termico sempre più efficiente con eventuale trasformazione in energia elettrica;
- Recupero del fosforo dalle ceneri;
- Riutilizzo nelle ceneri nell'ambito edile (materiali da costruzione);
- Recupero di metalli e altri elementi presenti nei fumi

Impianto SEGHERS Better technology, schema.(Fig.7.12)



A	PRELIMINARY	14/7/98	TOOB
IND	DESCRIPTION OF MODIFICATION	DATE	VER. COE
SYMBOL	TOLERANCE IS TO BE COMPLIED WITH, EXCEPT WHEN INDICATED OTHERWISE	GENERAL	WELDED CONSTRUCTION
	According ISO 2768-1	According UNI 6376	
	Accuracy grade: H	Accuracy grade: B	
SEGHERS BETTER TECHNOLOGY The Artisans of the Solid State			This information is certified and the property of SEGHERS
AZIENDA-PO-SANGONE TORINO PROCES DIAGRAM			Dwg. Re 31335 A
Name	Date	Scale	Check
TOOB	14/7/98		
		Code	Item
		SLEU	402
		Appr.	Frn
			A

8 CONCLUSIONI

Il problema dello smaltimento dei fanghi di depurazione prodotti dall'impianto SMAT di Castiglione Torinese riveste un'importanza basilare all'interno dell'intera gestione dei rifiuti prodotti nel bacino provinciale.

Attualmente la produzione è di poco superiore a 90.000 t/y di fango tal quale (disidratato e con tenore di sostanza secca al 25%).

Il fango ha le stesse priorità previste dalla strategia concernente i rifiuti convenzionali:

- Prevenzione e/o minimizzazione della produzione;
- Recupero/riutilizzo/riuso dei componenti;
- Sfruttamento del potenziale energetico;
- Smaltimento.

Lo *smaltimento* in discarica non può certo essere considerato come opzione su cui puntare in futuro al pari di altre, ma tale alternativa potrà essere una soluzione residuale per i vincoli già esistenti e perché apertamente in contrasto con i principi dell'economia circolare nonché con gli indirizzi di politica ambientale. Secondo le Direttive UE, infatti, il conferimento in discarica non potrà superare "nell'anno 2035" un quantitativo complessivo corrispondente al 10% della produzione di RSU.

8.1 PREVENZIONE e/o MINIMIZZAZIONE della PRODUZIONE

La quantità dei fanghi (inevitabile prodotto del processo depurativo delle acque reflue) è direttamente proporzionale al grado di depurazione raggiunto dalle acque e quindi al carico organico abbattuto, considerando chiaramente una portata trattata costante. A differenza di tutti i settori produttivi, dove la priorità risiede nella prevenzione dei rifiuti, nella depurazione la maggiore produzione rappresenta un fattore "virtuoso".

Dobbiamo considerare che il progredire dell'innovazione e della ricerca tecnologica permettono di ottenere risultati sempre migliori per quanto riguarda la minimizzazione della produzione di fanghi.

La SMAT cerca, comunque e costantemente, di perseguire tale fine utilizzando le migliori tecnologie disponibili, ne sono esempio:

- *Ozonolisi* nell'impianto di Collegno. Questo procedimento attua una lisi cellulare provocando stress alla biomassa mediante ozono. Il meccanismo si basa sul danneggiamento della membrana cellulare che i batteri sono così costretti a ricostruire traendo l'energia a spese del substrato organico presente in fase disciolta, con conseguente riduzione della produzione di biomassa;
- *Idrolisi termica* nell'impianto di Castiglione Torinese. Questo processo integrato nella linea fanghi a monte della digestione anaerobica, attua una solubilizzazione del substrato particolato con conseguente maggiore e più pronta disponibilità nella fase di digestione anaerobica. Ciò consente di incrementare la resa di biogas, di ridurre la produzione di fanghi e di migliorare le caratteristiche di disidratabilità;

E' comunque evidente come l'ammontare di fanghi prodotti sarà sempre notevole essendo il bacino d'utenza molto vasto.

Trovare una destinazione definitiva di recupero/smaltimento non pare più procrastinabile.

8.2 RIUTILIZZO/RIUSO dei COMPONENTI

Il recupero e il riuso dei componenti dei fanghi di depurazione sono stati attuati, fino a tempi recenti, tramite l'utilizzo dei fanghi in agricoltura; procedura oggi fortemente ostacolata.

La riduzione delle quantità ammesse all'utilizzo agricolo e le restrizioni imposte agli operatori verso questa via di smaltimento dei fanghi hanno messo in crisi i gestori dei depuratori, soprattutto facendo lievitare i costi di smaltimento ed aumentando l'incertezza sulla tempistica dei ritiri.

Ricordiamo brevemente come si è giunti a tale situazione (cfr. Cap.1.1.).

Dal luglio 2018 (sentenza Tar Lombardia, n.1782) al 28 settembre dello stesso anno (D.Lgs. n. 1009, cosiddetto "D.L. Morandi") è esplosa la "questione fanghi", che ha portato a sfiorare il blocco dei depuratori delle acque fognarie, ed è tuttora in discussione in quanto la legge di conversione (L. 130/2018, in vigore dal 20/11/2018) è piuttosto complessa e pone non pochi problemi interpretativi.

La disciplina sullo smaltimento agricolo dei fanghi, contenuta nel D.Lgs. 99/92, è insufficiente e da tempo necessita di profondo aggiornamento; in questi casi, accade spesso che i magistrati si sostituiscano ai tecnici, con risultati a volte controproducenti. Tale situazione si è creata con la sentenza n. 27958 del 6/6/2017, in cui la Corte di Cassazione Penale stabiliva di applicare per le sostanze non espressamente disciplinate dal D.Lgs. 99/92 i limiti previsti per i siti bonificati da destinare a verde pubblico.

Per valutare l'impatto di questa sentenza, è sufficiente considerare che il D.Lgs. 99/92 prevede 10 parametri, mentre la normativa sui siti bonificati (All. 5 alla Parte IV del D.Lgs. 152/06) ne prevede 97, tra i quali particolarmente rilevante è il limite sugli "idrocarburi pesanti C > 12", fissato in 50 mg/kg.

Le prescrizioni della Corte di Cassazione sono apparse subito irrealistiche e la Regione Lombardia ha pensato di correre ai ripari riaffermando la validità del D.Lgs. 99/92, con la sola aggiunta di 2 nuovi limiti: idrocarburi C₁₀-C₄₀ (10.000 mg/kg) e nonilfenoli (50 mg/kg). Il limite di 10.000 mg/kg, però, è apparso eccessivo a 60 comuni delle provincie di Lodi e Pavia, che hanno fatto ricorso al Tar Lombardia. Quest'ultimo ha annullato la disposizione della Regione in quanto non è in potere delle Regioni abbassare i limiti di tutela ambientale previsti dalle norme statali.

A questo punto il canale di smaltimento dei fanghi di depurazione sul terreno agricolo, che rappresenta la principale modalità (32,5% nel 2017, cfr.Cap.3), si è bloccato, in quanto i fanghi di depurazione non rispettano i limiti del D.Lgs. 152/06, che sono stati concepiti per tutt'altra finalità (normativa sulle bonifiche).

Ci sono stati interventi "in ordine sparso" di altre Regioni (Toscana, Lazio, Piemonte) e della stessa Lombardia tramite ordinanza "straordinaria, temporanea e derogatoria", ma i fanghi non smaltiti si accumulavano nei depuratori e l'alternativa sarebbe stata a breve quella di fermare gli impianti con conseguenze catastrofiche per l'ambiente e la salute pubblica.

Il governo si è visto costretto ad intervenire con un provvedimento di emergenza che ha suscitato critiche da parte degli ambientalisti per il limite relativo agli idrocarburi (1.000 mg/kg), ritenuto eccessivamente alto e pericoloso per l'ambiente e la sicurezza della catena alimentare.

Il problema della presenza di microinquinanti organici nelle acque reflue e nei fanghi da esse prodotti è assai dibattuto nella comunità scientifica internazionale. Parallelamente al sensibile miglioramento delle caratteristiche dei fanghi negli ultimi 30 anni con riferimento ai metalli si è registrata una crescente attenzione per i microinquinanti organici e fra questi soprattutto i farmaci

(dagli antiinfiammatori, agli anticoncezionali e agli antibiotici) i ritardanti di fiamma rilasciati dagli indumenti a seguito del lavaggio, i filtri UV presenti nelle creme solari, i tensioattivi anionici di molti shampoo e così via. Probabilmente, però, i microinquinanti organici che hanno destato maggiore attenzione in Italia sono stati i composti perfluorurati responsabili di una diffusa presenza nelle acque sotterranee in aree del Veneto interessate direttamente ma anche indirettamente dallo scarico, peraltro trattato, di una nota società di produzione di pellicole antiaderenti degli utensili da cucina. Questi composti sono rilasciati anche nel lavaggio delle stoviglie e quindi presenti nei reflui urbani.

Per quanto concerne una valutazione generale dei rischi derivanti dall'utilizzo dei fanghi in agricoltura sulla salute umana e sull'ambiente, numerosi sono gli studi e le sperimentazioni condotte in questi anni a livello nazionale ed europeo:

- ❖ Studio INERIS (Institut national de l'environnement industriel et des risques) condotto da un ente pubblico francese nel 2008 che ha considerato inquinanti inorganici, nella fattispecie metalli pesanti (cadmio, cromo, rame, mercurio, nichel, piombo, zinco), e organici (IPA, PCB, diossine, tensioattivi, ftalati). Il modello matematico di valutazione rischio ha preso in esame la potenziale somministrazione di fanghi per una durata di 70 anni considerando vie dirette ed indirette di possibile contaminazione da parte dei fanghi distribuiti sul suolo nei confronti di chi effettua la distribuzione stessa, degli abitanti vicini ai terreni trattati e dei consumatori dei prodotti agricoli derivanti da tali terreni. Il livello globale di rischio è risultato compatibile con le norme sanitarie; il contributo di rischio dovuto a tensioattivi e ftalati è risultato irrilevante.
- ❖ Ricerca condotta da ERSAF (Quaderni della ricerca n. 61, febbraio 2007, cap. quarto, pag. 75-83 “il contenuto in metalli delle aree risicole”) che ha analizzato terreni coltivati a risaia e concimati anche con fanghi biologici di depurazione. Non sono state trovate differenze tra il terreno trattato con fanghi e gli altri profili relativamente all'accumulo di metalli pesanti.
- ❖ Ricerca condotta dal DISTA dell'università di Bologna e dal CRPA (Centro Ricerche Produzioni Animali) che hanno effettuato una sperimentazione sul terreno ravennate (azienda agraria sperimentale “Mario Marani”). Non sono stati riscontrati accumuli di contaminanti organici di sintesi (AOX, DEHP, LAS, NPE, PAH, PCB; PCDD/PCDF) né di metalli pesanti nocivi, mentre è cresciuta la dotazione di sostanza organica (+13%), dell'azoto totale (+15%) e del fosforo assimilabile (+83%). Peraltro, le concentrazioni dei contaminati organici rilevati nei suoli di prova, come da evidenze emerse dalla sperimentazione, risultano assimilabili a quelle determinate per altri terreni agrari ed in linea con i livelli di fondo riportati da altri studi europei (Capuano et al., 2005 e Schmidt et al., 2005). Tra le conclusioni emerge inoltre che l'eterogeneità stessa delle concentrazioni, la quale nel caso specifico delle diossine contraddistingue anche i replicati degli stessi trattamenti fertilizzanti, indica una probabile contaminazione da altre fonti (traffico stradale, presenza zone industriali).

Segnaliamo ancora la conferenza “Sewage Sludge Treatment”, tenutasi nel 2017 a Copenaghen nell'ambito del VDI Wissensforum, che ha confermato valori di concentrazione medie di sostanze perfluoro alchiliche (PFC) nei fanghi nell'ordine che vanno da alcune unità ad alcune decine di microgrammi per kg di s.s. come riportato nella pubblicazione “Occurance and levels of selected compounds in European sewage sludge samples” e che quindi rappresentano valori ben

distanti da situazioni di contaminazione ambientale da parte di ammendanti dove le concentrazioni appaiono circa un migliaio di volte maggiori.

In ogni caso, l'utilizzo agronomico dei fanghi non può prescindere dal pieno rispetto delle condizioni imposte dalla normativa vigente, compresa la verifica della contaminazione organica e, come per ogni altro concime, dalla precisa considerazione dei fabbisogni colturali e delle migliori tempistiche e tecniche di distribuzione.

E' necessario sottolineare che la pratica dell'utilizzo dei fanghi biologici in agricoltura risponde non solo ad esigenze ambientali ma anche ad indicazioni europee che mirano ad un uso sostenibile delle risorse. La restrizione acritica di tale pratica porterebbe allo spreco di risorse, tra cui il fosforo, che è risorsa di limitata disponibilità e quindi classificato come materia critica, ma anche di azoto e di sostanza organica, utile a contrastare il progressivo inaridimento dei suoli.

La revisione del D.Lgs. 99/92, con possibile previsione di limiti più restrittivi sia sui parametri chimici sia batteriologici, potrà portare a una distinzione tra fanghi di "alta" qualità idonei per lo spandimento diretto, e fanghi destinati ad altri utilizzi o allo smaltimento. Il recupero in agricoltura potrà non essere più possibile in alcuni casi.

Associazioni del settore come la FISE ASSOAMBIENTE e ATIA-ISWA Italia sono concordi nel ritenere che oltre ad intraprendere azioni a monte del sistema, ossia rivolte a migliorare la qualità delle acque destinate alla depurazione e le attività proprie dell'impianto di depurazione, sia possibile intervenire al fine di un continuo miglioramento nell'utilizzo dei fanghi, in particolare:

- ✓ Differenziando l'utilizzo dei fanghi in funzione del rapporto C/N (carbonio/azoto), prevedendo un'interruzione nei mesi di dicembre e gennaio per i fanghi con rapporto $C/N > 8$, o, in alternativa, consentendo l'uso di inibenti di nitrificazione presenti nell'attuale normativa sui fertilizzanti che comportano un ritardo del processo di nitrificazione di circa 40 ÷ 60 giorni. Essendo praticamente la totalità dell'azoto nei fanghi sotto forma organica o ammoniacale, l'utilizzo di queste sostanze potrebbe quindi essere di grande vantaggio per evitare perdite azotate nelle acque sotterranee;
- ✓ Vietato il recupero diretto dei fanghi;
- ✓ Includendo nelle autorizzazioni relazioni dettagliate sulle modalità di igienizzazione;
- ✓ Dotando tutti gli impianti di trattamento di idonei stoccaggi finalizzati alla formazione di lotti omogenei che dovranno essere caratterizzati prima dell'utilizzo;
- ✓ Adottando sistemi di assicurazione della qualità dei fanghi e loro tracciabilità anche attraverso l'adozione di sistemi di ecogestione secondo le norme ISO 14001 e EMAS.

E' logico pensare e prevedere che la via di spandimento diretto su suolo verrà resa disponibile solo a fanghi di particolare qualità.

Il compostaggio sarà quindi una soluzione praticabile per i fanghi di minor pregio. La trasformazione in ammendante (cfr.Cap.5.2) è una modalità che ha avuto notevole sviluppo negli ultimi due decenni e può essere considerata una valida alternativa alla principale via di recupero/smaltimento utilizzata dal SII ma non la sola. Lo svantaggio maggiore, infatti, risiede nella variabilità del mercato conseguenza soprattutto del ciclo naturale dei raccolti ed in seconda battuta in una residua resistenza all'utilizzo del prodotto "ammendante compostato da fanghi" di parte degli imprenditori agricoli.

8.3 SFRUTTAMENTO del POTENZIALE ENERGETICO

Le tecnologie di termovalorizzazione, trattate nel Cap.6 di questo elaborato, sono: la gassificazione, la pirolisi ed il mono-incenerimento. Si è deciso di tralasciare il co-incenerimento che si ritiene non essere una soluzione auspicabile sul lungo periodo poiché incentivante il cosiddetto “turismo dei fanghi”.

L'applicazione dell'analisi SWOT (Strengths, Weaknesses, Opportunities, Threats) è di grande utilità per ottenere una profonda analisi comparativa delle diverse modalità di termovalorizzazione. Essa è ampiamente applicata nelle valutazioni preliminari di progetti impiantistici ed economici. La UNEP (United Nations Environmental Protection) ne ha comprovato l'affidabilità e l'utilità.

L'analisi SWOT si basa su fattori esterni ed interni al progetto, che influenzano lo sviluppo dello stesso.

Nel caso specifico si prenderanno in considerazione punti di forza e di debolezza interni al processo (es. le risorse e le capacità di trattamento) e opportunità e pericoli esterni al processo (es. identificazione ed analisi del sito di realizzazione dell'impianto).

8.3.1 Mono-incenerimento

Strenghts

- Eliminazione quasi totale del materiale organico grazie ad una combustione condotta in ambiente controllato, con un eccesso d'aria ed una temperatura monitorate in continuo.
- Possibile utilizzo delle ceneri come materiali da costruzione.
- Riduzione di volume iniziale pari al 90% ed efficiente produzione di energia termica ed elettrica.
- Tecnologia affidabile ed avviata, soprattutto in Nord Europa.
- La qualità del fango non è requisito essenziale.
- Non necessita di ampi spazi di stoccaggio.

Weaknesses

- La possibilità di essere un processo autotermico (non considerando la fase iniziale) dipende dalla caratterizzazione energetica del fango.
- La disidratazione del fango non inferiore al 20% è condizione necessaria per la praticabilità del processo.
- Circa il 30% della sostanza secca in ingresso rimane come cenere residua che può rappresentare un rifiuto potenzialmente pericoloso a causa del contenuto in metalli pesanti. Sono necessarie spese aggiuntive per il conseguente trattamento e smaltimento.
- Indispensabile sistema di controllo d'inquinamento atmosferico dovuto a problemi di emissione di agenti inquinanti quali NO_x e SO₂.

- Potenziale causa di problemi ambientali quali l'effetto serra dovuti alla possibile emissione di GHG (gas serra, es. CO₂).
- Elevati costi dovuti al sistema di controllo delle emissioni, alla linea di trattamento fumi ed allo smaltimento delle ceneri.
- Applicazione a piena scala non attraente economicamente.

Opportunities

- Possibilità di integrare o sostituire facilmente il fango con un altro tipo di combustibile (carbone, biomasse).
- Flessibilità di utilizzo del calore recuperato: è possibile sia l'uso all'interno dell'impianto stesso sia l'approvvigionamento dell'energia in eccesso alla rete di teleriscaldamento comunale.

Threats

- Forte opposizione dell'opinione pubblica: il maggior ostacolo nella diffusione della tecnologia di incenerimento risiede nella preoccupazione dei cittadini di possibili emissioni nocive e pericolose.
- Instabilità di mercato.

8.3.2 Pirolisi

Strenghts

- Processo senza residui (zero waste process).
- Miglior controllo delle emissioni di metalli pesanti rispetto all'incenerimento. I fumi di pirolisi necessitano di trattamenti meno spinti per abbattere gli inquinanti.
- Possibile trasformazione dell'intera biomassa in energia utilizzabile.
- Riduzione di volume iniziale pari al 90% e produzione di char (carbone inerte).
- Ridotte emissioni di GHG.
- Un impianto di pirolisi è più compatto e di volume ridotto rispetto ad un paragonabile impianto di incenerimento.
- Potenziale mercato per i prodotti di pirolisi.

Weaknesses

- I processi di degradazione termica che avvengono durante la pirolisi sono a tutt'oggi in parte sconosciuti. Il complesso meccanismo di reazione, costituito da un elevato numero di reazioni consecutive e a catena necessita ancora di un'indagine approfondita e dettagliata; gli stessi prodotti di reazione e le condizioni operative devono essere ulteriormente indagate.

- Indispensabile ispessimento/disidratazione del fango in ingresso per evitare un aumento di consumo energetico durante la pirolisi, l'ottenimento di prodotti indesiderati e una cospicua quantità di prodotti liquidi dovuti all'elevata pressione parziale dell'acqua.
- Nuova tecnologia con poche applicazioni commerciali.
- Elevati costi di investimento: la realizzazione risulta economicamente vantaggiosa su grandi impianti (> 20.000 t/y).
- Difficoltà di commercializzazione del char (sottoprodotto): il potere calorifico del char è basso (PCS è circa 5 MJ/kg) quindi non risulta vantaggioso né per un processo di incenerimento né per altra forma di valorizzazione energetica. L'alto tenore in metalli pesanti richiede un trattamento costoso prima dello smaltimento in discarica.

Opportunities

- Trasformazione di un materiale di rifiuto in una materia prima: elevato valore aggiunto dei prodotti.
- Potenziale futuro mercato del char e della sua valorizzazione: il char è il sottoprodotto principale della pirolisi dei fanghi di depurazione. E' possibile una sostituzione dei fanghi utilizzati in agricoltura con il bio-char. Esso è sotto l'osservazione della comunità politica e scientifica grazie alla sua capacità di essere un correttore del suolo e di incrementarne la produttività. Il bio-char può inoltre essere utilizzato come adsorbente per la rimozione di inquinanti gassosi come H₂S e NO_x.

Threats

- Instabilità di mercato: difficile applicazione della pirolisi per cause economiche e per la complessità delle apparecchiature.
- Mancanza di normative ambientali riferite alla pirolisi e di BAT (Best Available Technology).

8.3.3 Gassificazione

Strenghts

- La più elevata efficienza di recupero termico.
- La maggior parte dell'energia recuperata è contenuta nel singolo flusso di syngas prodotto.
- Produzione di un unico residuo inerte.
- Basso quantitativo di gas prodotto rispetto all'incenerimento.
- Ridotte emissioni in atmosfera.
- Possibile un'alimentazione mista con altre biomasse.
- Ridotte emissioni di GHG.

- Syngas utilizzabile in un impianto CHP (Combined Heat & Power).
- Prodotti commercializzabili.

Weaknesses

- Problemi di smaltimento delle ceneri per elevato tenore di metalli pesanti.
- Necessaria disidratazione e/o essiccamento dell'alimentazione.
- Tecnologia complessa.
- Presenza di composti organici pesanti inquinanti nei fumi.
- Necessaria depurazione profonda del syngas prima dell'utilizzo.
- Elevati costi di investimento e di esercizio.

Opportunities

- Trasformazione di rifiuto in energia.
- Produzione di syngas o di materia prima chimica.
- Opportunità di finanziamento/sovvenzioni come "green activity".
- Praticabilità economica.

Threats

- Instabilità di mercato.
- Mancanza di normative ambientali riferite alla gassificazione e di BAT (Best Available Technology).

Da questa valutazione e dall'analisi delle tecnologie esposte nel Cap.6 emerge che, nel campo dei trattamenti termici, la tecnologia dell'incenerimento su letto fluido a pressione atmosferica risulta disponibile ed ampiamente sperimentata nel campo della gestione dei fanghi di depurazione.

Meno sperimentate ed ancora in fase di approfondimento ed innovazione sono invece la pirolisi e la gassificazione. Molteplici sono le possibilità future di queste tecnologie; è giustificato l'interesse che la comunità scientifica nutre nei loro confronti. Tuttavia, ad oggi, le limitazioni dovute a elevati costi impiantistici, complessità tecnologica, limitata conoscenza dei processi chimici coinvolti (pirolisi), elevati costi di esercizio (gassificazione), elevati costi di smaltimento e depurazione dei residui (gassificazione), mancanza di normative e di BAT impediscono a questi processi di risultare competitivi nei confronti del mono-incenerimento

L'incenerimento in impianti autonomi (cioè specificatamente dedicati ai fanghi di depurazione) sembra non sia una opzione realistica per l'Italia, non esistendo realtà meritevoli di considerazione.

Appena oltre confine troviamo l'esempio del cantone di Zurigo (cfr.Cap.6.5.1) che gestisce 84.000 t/y di fanghi con il divieto sia di smaltimento in discarica sia di impiego in agricoltura (dal 2006); in più, l'Ordinanza di Prevenzione e lo Smaltimento dei Rifiuti (OPSR), in vigore da dicembre 2015, impone il mono-incenerimento ed il recupero e il riciclo del fosforo contenuto nelle acque di scarico, nei fanghi di depurazione e nelle ceneri.

Il Cantone di Zurigo ha affrontato il problema fin dal 2005, quando i fanghi erano smaltiti termicamente tramite co-combustione con rifiuti solidi urbani oppure tramite essiccamento e successivo utilizzo presso cementifici, elaborando il progetto di un impianto centralizzato con capacità di 100.000 t/y da situare presso l'esistente impianto di depurazione di Werdhölzli. E' stato imposto, inoltre, l'obbligo di conferimento per tutti i depuratori del cantone al nuovo impianto centralizzato.

Il progetto è stato sottoposto nel 2013 a referendum popolare, ottenendo il 93,9% di "si"; successivamente è iniziata la costruzione e l'impianto è entrato in esercizio a luglio del 2015.

L'impianto è gestito da 10 persone, ma è stato concepito per poter funzionare in modo automatico fino a 72 ore.

Il costo complessivo di costruzione è stato di 51,7 mln di euro.

I costi annui di esercizio sono intorno a 6,8 mln di euro, quasi completamente coperti dal contributo di versamento di 80 €/t di fango disidratato conferito all'impianto.

L'impianto di Werdhölzli ha molti aspetti comuni con il progetto fornito da BAMAG, analizzato nel Cap.7.2., e rappresenta una realtà "virtuosa" che incentiva fortemente la strada verso un'applicazione del mono-incenerimento come destinazione finale dei fanghi di depurazione prodotti da grandi impianti.

La mancanza di ostruzione da parte della cittadinanza è un ulteriore aspetto positivo da tenere in dovuta considerazione.

Molte associazioni del settore, come ATIA-ISWA Italia, ritengono che :

"..in assenza di reali e concrete alternative di recupero dei fanghi , il processo di incenerimento su letto fluido combinato ad un essiccamento possibilmente effettuato all'interno dei grandi impianti di trattamento delle acque, coerentemente con quanto previsto all'art. 127 del D.Lgs. 152/06, è quello che può assicurare la riduzione dei volumi finali, il recupero di energia e anche il recupero di materia prima (recupero di fosforo dalle ceneri), di conseguenza è quello che nel lungo periodo può rappresentare la più concreta alternativa ad una corretta gestione dei fanghi". ("Tavolo tecnico-fanghi di depurazione" Documento conclusivo, ATIA-ISWA Italia, marzo 2019).

In quale direzione si sta andando...

Alcune nuove tecnologie stanno trasformando i fanghi di depurazione da rifiuto a fonte di risorse e di energia.

La produzione di biogas mediante la digestione anaerobica è ormai un processo consolidato, il cui rendimento può essere potenziato usando tecnologie avanzate di digestione a due stadi o di idrolisi termica ed enzimatica oppure pretrattamenti di disintegrazione (meccanica o mediante ultrasuoni).

Grazie a tecnologie di questo tipo è possibile ottenere un bilancio energetico positivo (cioè produrre più energia di quella richiesta per il funzionamento del depuratore), specialmente se si pratica la codigestione di rifiuti organici e fanghi di depurazione.

Altre risorse "nascoste" nei fanghi di depurazione sono fibre di cellulosa, biopolimeri e fertilizzanti organici.

Per quanto riguarda il recupero del fosforo in forma di struvite o di fanghi fertilizzanti si può considerare conclusa la fase sperimentale, ed è attualmente in fase di avviamento presso il Ministero dell'Ambiente la Piattaforma Italiana del Fosforo.

Il progetto H2020 Smart-Plant punta a sviluppare tecnologie innovative di recupero; in Italia partecipa al progetto di depurazione Carbonera (TV), che utilizza 7 diverse tecniche di riciclo: oltre al biogas si recupera cellulosa, fosforo, nutrienti biologici come PHA (utilizzabile anche per la produzione di bioplastiche), utilizzando processi come SCEPPHAR (della Università di Barcellona) e SCENA (recupero dei nutrienti mediante idrolisi termica a flusso laterale).

A Carbonera si ottengono $0,7 \div 0,8$ kg di PHA e 0.3 kg di Sali di fosforo al giorno; il materiale cellulosico è attualmente in corso di valutazione per un futuro utilizzo nella produzione di materiali biocompositi.

Nell'ambito del progetto Smart-Plant è prevista entro il 2020 la realizzazione di un impianto dimostrativo che dovrebbe lavorare $8.400 \text{ m}^3/\text{d}$ di fanghi recuperando $360 \text{ kg}/\text{d}$ di cellulosa; con il marchio Recell, questo materiale verrà utilizzato per riprodurre pannelli isolanti, bioplastica, biocompositi, prodotti chimici e come componente per pavimentazioni stradali.

Un approccio alternativo alla valorizzazione della cellulosa presente nei fanghi di depurazione (10 kg di carta igienica che in media ogni abitante consuma ogni anno) è la trasformazione del fango cellulosico primario, separato per filtrazione del refluo a monte del trattamento biologico. Questo fango, composto per il $70 \div 80\%$ da cellulosa, può essere sottoposto a fermentazione acidogenica, ottenendo una frazione liquida (dalla quale si ricavano nutrimenti biologici, monomeri per bioplastiche e struvite) e una frazione solida, che può essere sottoposta a digestione anaerobica ricavando metano.

La produzione di fertilizzanti a partire dai fanghi di depurazione è già una realtà industriale nei depuratori gestiti dal Gruppo CAP, che è riuscito così ad azzerare lo smaltimento in discarica.

Uno dei fertilizzanti prodotti è il cosiddetto “gesso di defecazione“ che si ottiene trattando il fango con ossido di calcio e acido solforico, ed è attualmente prodotto anche nel depuratore di Milano S. Rocco. Quest'ultimo ha in corso di sperimentazione anche un sistema di valorizzazione energetica e recupero del fosforo mediante un processo di combustione a $850 \text{ }^\circ\text{C}$ in letto fluido con recupero del fosforo dalle ceneri. Una ulteriore sperimentazione riguarda la trasformazione del fango in “idrochar” mediante un processo di carbonizzazione idrotermica (HTC) a $185 \text{ }^\circ\text{C}$ e 18 bar.

APPENDICE I (Potere calorifico)

Potere calorifico.

La determinazione del potere calorifico dei fanghi di depurazione venne effettuata per la prima volta nel 1998 utilizzando come metodo analitico la Bomba calorimetrica di Mahler in dotazione alla SMAT, seguendo il procedimento ampiamente spiegato nel Cap.3.2.

Fu valutato il potere calorifico di:

- Fanghi di alimentazione al digestore
- Fanghi di medio scarico al digestore
- Fanghi condizionati in laboratorio con polielettrolita
- Fanghi filtropressati.

I risultati ottenuti furono i seguenti: (vengono riferiti i risultati condotti in condizioni ottimali)

POTERE CALORIFICO FANGHI alimento digestore.						
DATA	SST	SSV	P.CAL (KCAL/KG).		% COMBUSTA	SST*
			sul secco	sul t.q.		
26/10/1998	3,04	2,615	4460	1342	76,06	38,37
01/11/1998	2,07	1,59	4193	1210	77,23	37,76
02/11/1998	1,86	1,55	4436	1295	78,02	37,62
MEDIA		1,92	4363,00	1281,97	77,10	37,92
MIN		1,55	4193,00	1209,63	76,06	37,62
MAX		2,62	4460,00	1341,63	78,02	38,37
SC.TIPO		0,60	147,71	66,91	0,99	0,40
Nota: SST* si riferisce al secco calcolato ipotizzando una disidratazione tramite filtropressatura con resa del 36,44%						

POTERE CALORIFICO FANGHI FILTROPRESSATI							
DATA	ORA	N°PRESSA	% SECCO	% S.O.	P.CAL (KCAL/KG).		% COMBUSTA
					sul secco	sul t.q.	sul secco
20/07/1998	11,30	1	36,93	46,12	1708,20	252,42	46,58
20/07/1998	11,30	2	37,94	46,30	1752,25	292,44	47,94
20/07/1998	15,00	1	36,49	46,72	1750,00	257,52	47,97
20/07/1998	15,00	2	38,11	45,87	2099,66	428,84	46,66
22/07/1998	11,30	1	38,38	46,69	1765,50	307,88	48,79
22/07/1998	11,30	2	32,40	46,88	1725,77	153,55	48,35
22/07/1998	15,00	1	40,31	47,13	1753,50	348,70	48,96
22/07/1998	15,00	2	36,26	46,08	1709,07	237,27	48,20
24/07/1998	11,00	1	40,08	45,72	1766,20	348,37	47,99
24/07/1998	11,00	2	38,99	45,03	1764,62	321,97	48,01
24/07/1998	15,00	1	35,43	50,02	1798,51	249,79	48,18
24/07/1998	15,00	2	30,76	47,12	1799,69	138,14	48,54
27/07/1998	11,30	8	34,32	46,54	1756,33	208,69	47,53
29/07/1998	8,00	1	35,78	46,99	1694,52	220,98	48,40
29/07/1998	11,30	1	38,13	46,74	1651,66	258,56	48,11
29/07/1998	17,30	1	37,69	46,43	1680,51	259,52	47,61
31/07/1998	8,00	1	34,31	43,63	1426,06	95,14	43,72
31/07/1998	11,30	1	35,43	45,78	1579,10	172,06	47,84
31/07/1998	15,00	1	37,63	46,28	1697,67	264,61	47,85
31/07/1998	17,00	1	36,26	47,22	1741,37	248,98	48,76
03/08/1998	15,00	3	36,78	46,14	1727,81	256,17	48,46
05/08/1998	12,00	1	36,83	46,05	1615,90	216,12	46,02
07/08/1998	8,00	1	38,21	45,10	1505,97	204,69	44,93
07/08/1998	11,00	1	33,37	44,75	1397,20	66,47	43,89
07/08/1998	15,00	1	34,86	45,39	1712,55	206,15	49,17
07/08/1998	18,30	1	39,03	45,53	1515,42	225,65	46,33
10/08/1998	-	4	37,19	46,88	1722,75	263,83	48,48
12/08/1998	8,00	1	38,82	45,97	1546,23	233,17	47,10
12/08/1998	11,00	6	37,30	45,11	1553,74	203,35	45,04
12/08/1998	17,00	1	41,86	48,88	1864,18	431,51	50,41
02/09/1998	-	6	40,36	44,97	1501,66	248,23	48,09
04/09/1998	-	1	44,48	46,74	1655,44	403,22	48,09
04/09/1998	-	7	37,85	45,98	1515,74	200,81	46,36
07/09/1998	-	5	49,11	45,03	1552,52	457,10	45,34
09/09/1998	-	7	41,30	46,85	1700,44	350,08	47,58
09/09/1998	-	5	40,71	46,34	1637,66	310,95	47,04
11/09/1998	-	7	42,48	45,87	1658,24	359,30	46,60
11/09/1998	-	6	43,64	45,00	1607,25	363,24	46,50
14/09/1998	-	6	41,86	45,36	1679,95	354,39	46,13
28/09/1998	-	4	39,30	49,20	1725,70	314,00	49,48
28/09/1998	-	7	42,90	48,20	1799,16	429,24	48,19
13/10/1998	-	3	42,00		1487,36	276,69	42,87
13/10/1998	-	7	37,10		1393,13	139,45	41,66
MEDIA			38,35	46,31	1667,35	269,28	47,20
MIN			30,76	43,63	1393,13	66,47	41,66
MAX			49,11	50,02	2099,66	457,10	50,41
SC.TIPO			3,43	1,22	134,35	90,39	1,80

APPENDICE II (impianto BAMAG)

Cost Estimation – SMAT Metropolitan Water Company Torino SpA, Torino, Italy – Project Torino.



Cost Estimation

SMAT – Metropolitan Water Company Torino SpA
Torino, Italy

Project Torino

Client: SMAT – Società Metropolitana Acque Torino S.p.A.
Corso XI Febbraio, 14
10152 Torino
Italia

Contact: Mr. Eugenio Lorenzi
Phone: +39 011 4645 1533
Fax: +39 011 8872 303
E-mail: eugenio.lorenzi@smatorino.it

Prof. Giuseppe Genon
Phone: +39 011 090 76 60
Fax: +39 011 090 7699
E-mail: giuseppe.genon@polito.it

Bidder/ Contractor: BAMAG Waste to Energy Germany GmbH
Zum Oberwerk 6
35510 Butzbach
Germany
Internet: www.bamag.net

Contact: Mrs. S. Niemann, Mr. St. Salzmann
Phone: (+49) 06033 – 83 344/410
Fax: (+49) 06033 – 83 456
E-mail: susanne.niemann@bamag-gmbh.de
E-mail: stefan.salzmann@bamag-gmbh.de

Bid No: 50017-48 WKS
Prepared by: S. Niemann, 30.06.2011
Checked by: S. Salzmann, 20.07.2011
Revision 00

1	Introduction.....	3
2	Why to choose mono sewage sludge incineration?	4
3	Basic Concept of Process.....	5
3.1	Codes and standards for design.....	5
3.2	Summarized process overview.....	5
3.3	Process Description	6
3.4	Plant control.....	7
4	Design Basis.....	7
4.1	Design data.....	7
4.2	Key data for process guarantees.....	9
5	Power, Chemicals, Utilities and Residuals	10
6	Time Schedule.....	11
7	Layout.....	11
8	Investment Cost Estimation	11
9	Open Points for Discussion.....	12

1 Introduction

BAMAG Waste to Energy Germany GmbH (BAMAG) was asked by SMAT to prepare a budget offer for a sludge incineration plant. This plant will be located in Torino, Italy and will burn municipal sludge, partly dewatered and partly thermally pre-dried, of the municipality of Torino.

BAMAG is an engineering company specialised in design and construction of thermal sludge treatment plants for many years.

Historically the main business of (Lurgi) BAMAG was the engineering and construction of waste water treatment plants. Over the recent years the sludge treatment business became more and more part of our core business.

In 2003 BAMAG was awarded with the contract for the revamping of four sludge treatment plants for Yorkshire Water/UK. This job was finished in December 2005 and all plants were taken over by the client on time and within budget.

BAMAG has built the new thermal sludge treatment line for the city of Stuttgart. This plant has been taken over and operated by the municipality of Stuttgart since 4 years.

The new thermal sludge treatment plant for Saint Petersburg/Russia has been handed over by BAMAG to the municipality of Saint Petersburg in 2007 and is in operation by Vodokanal.

Two BAMAG plants in UK (Belfast and Shell Green/Manchester) have been taken over and the sludge incineration plant at Copenhagen/Denmark is currently under hot commissioning.

Recently BAMAG has been assigned for the revamping and modernization of the sludge incineration plant at Porto Marghera/Italy.

BAMAG is capable to provide the entire scope of engineering services ranging from feasibility studies to turnkey plants. For turnkey projects BAMAG will involve a maximum of local companies for e.g. erection, civil construction, steelworks etc.

2 Why to choose mono sewage sludge incineration?

The main advantages of mono sewage sludge incineration are:

1. Reliable, safe and environmental friendly solution and proven technology
2. Long term solution > 20 years, not only a contract for 5 years
3. Compared to drying plants no additional fuel is needed, the plants are running mostly self sustained
4. Possibility of power generation for internal use
5. Significant reduction of truck traffic: in contrast to unburned sludge only the ash has to be transported, no water and no organic material
6. The remaining ash is suitable as road building material or as raw product for the cement industry
7. Remaining ash has high contents of phosphorus which world resources are limited; process plants for ash conditioning to commercial phosphoric fertilizer are currently under development
8. Decreasing acceptance of direct sludge application as fertilizer due to impurities like heavy metals, hormones, medicine, etc.
9. In several countries there are restrictions by law on direct application of sludge as fertilizer
10. Food store chains do not buy farming products which are "fertilized" with sludge
11. Co-generation plants (e.g. coal power plants) often have higher quality requirements on sludge they burn (Mercury content, DS-content, digested sludge only, etc.)
12. Co-generating plants are often working seasonal e.g. cement industry

3.3 Process Description

The sludge storage and sludge transport from the sludge storage to the fluidized bed incinerator (FBI) is not included in the cost estimation. The sludge can be stored in silos or in bunkers. The sludge is fed into the FBI from the side with a spreader system.

The FBI consists of a cylindrical refractory lined steel shell. In the lower part of the vertically arranged incinerator a nozzle grate is installed serving for the distribution of the fluidizing air.

Above the nozzle grate, a sand bed is kept in fluidized motion by introduction of up flowing air through the nozzle grate. A post reaction zone is arranged above the fluidized bed.

The sludge is fed to the fluidized bed from above, disintegrates, the water evaporates, the sludge then ignites and the volatile components burn out completely during the retention time of solids and flue gas in the combustion zone. The inorganic matter is pulverized to ash and leaves the incinerator together with the flue gas at the top.

At the outlet of the FBI a waste heat recovery system is installed mainly consisting of the following components:

- Inlet chamber
- Super-heater
- Air pre-heater
- Evaporator
- Economizer
- Steam drum
- steam turbine with generator
- Condenser
- boiler feed water tank
- Condensate pumps and
- boiler feed water pumps

The boiler is designed as a two-path vertical boiler. Retrofit of a shot cleaning system is possible.

Superheated HP -steam (41 bara) produced by the system is routed to the steam turbine/generator for electrical power generation. MP-extraction steam from the turbine can be supplied to various heat consumers, e.g. for pre-heating of the fluidizing air, etc.

The flue gas that leaves the economizer with a temperature of about 200°C contains combustion products and pollutants from the sludge, e.g. acidic gases and ash. In order to meet the environmental requirements as per EU directive (2000/78/EC; see table 3) the flue gas is subjected to a flue gas treatment comprising the following process steps:

- Electrostatic precipitator for the removal of dust
- 3-stage wet scrubbing system for the removal of acidic gases and heavy metals
- Re-heating of flue gas to 120°C
- Polishing bag filter with dry adsorption process for removal of remaining concentrations of heavy metals, acidic gases and dust by dosing of pulverized activated carbon (PAC) and lime
- ID-fan and stack

3.4 Plant control

Usually the plant is monitored at a central control room. Individual equipment or systems can be operated locally or via a local control panel.

Starting and stopping of the plant or systems is made semi-automatically.

In case of major malfunction the plant is automatically shut down to ensure a safe plant state.

4 Design Basis

4.1 Design data

The plant will be designed to comply with the 2000/76/EC emission standards, and will operate 24 hours/day, and 7 days/week. Referred to the monthly average the operating range taken as the basis is for 80-100% throughput.

From our experience with similar plants we expect the reliability in operation of > 8000 hours/year.

Table 1: Design basis

		Centrifugate	Frame Filtered	Therm. Dried
Feed rate of sludge	t/y	40 811	63 737	5 742
Feed rate of sludge	kg/h	5 101	6 717	718
DS	kg DS/h	1 479	2 754	648
DS	w-%	29	41	90
Ash in DS	w-% DS	50	55	45
LVH raw	kJ/kg	1 633	2 764	11 598
Ultimate analysis of organic matter				
C	w-%	58.0	55.6	56.4
H	w-%	6.0	6.8	7.1
O	w-%	26.4	29.4	26.4
N	w-%	7.0	6.7	7.6
S	w-%	2.2	1.3	2.1
Cl	w-%	0.4	0.2	0.2
Total		100	100	100
Hg	mg/kg DS	1 – 2.3	1 – 1.3	1 – 2.3

The values have been mainly taken from the file SMAT_Sludge il.xls which have been send to BAMAG by Mr. Genon on the 17th of June 2011. The values have been adjusted where appropriate to meet the dependence of heat value and sludge composition.

It is presumed that the sludge fed to the furnace is disintegrated (50 mm x 50 mm x 50 mm max. particle size) and free from foreign particles, i.e. stones, glass, etc.

Required ash softening point: > 1050 °C

Table 2: Main process data

		Data	Remarks
Sludge Reception and Storage			
Sludge feed rate	t/a	100 200	
Sludge feed rate	t/h	12.500	
DS content	w-%	38.9	
Storage / Silo	m³	by client	
Incineration			
Sludge feed rate	kg/h	12 500	to FBI
Sludge feed rate (DS)	kg/h	4 900	"
Water injection	l/h	0	
Natural Gas	m³/h	0	
Retention time	sec.	> 2	
O ₂ content	% dry base	8.0	
Fluidizing air	m³/h STP	19 300	
Air temperature	°C	500	
Cooling air	m³/h STP	3 000	
Flue gas	m³/h STP	33 200	
Temperature	°C	850 – 950	
Thermal load	MW	9.7	
Heat Recovery			
Flue gas	m³/h STP	33 200	
Flue gas temperature	°C	900/200	
Air flow	m³/h STP	19 300	
Air temperature in/out	°C	120/500	
Steam flow	kg/h	9 900	
Steam temperature/pressure	°C/bara	400/41	
Flue Gas Cleaning			
Flue gas flow	m³/h STP	33 200	

- STP = Standard Temperature Pressure (0°C, 1013 mbar)

4.2 Key data for process guarantees

The figures given below are guarantee data subject to the inlet data specified above being maintained.

The emission limits given below in table 3 refer to EU Standard (2000/76/EG).

Table 3: Key data for process guarantees

Parameter	1/2 hourly	Daily	
CO	100	50	mg/Nm ³
SO ₂	200	50	mg/Nm ³
HCl	60	10	mg/Nm ³
HF	2	1	mg/Nm ³
Dust	30	10	mg/Nm ³
TOC	20	10	mg/Nm ³
NO _x as NO ₂	400	200	mg/Nm ³
Cd + Tl	0.05	---	mg/Nm ³
Hg	0.05	---	mg/Nm ³
Sb, As, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V	0.5		mg/Nm ³
Dioxin/Furan as T. E.	0.1	---	ng/Nm ³

Standard conditions: 273 K, 1013 mbar, dry, 11 % O₂

5 Power, Chemicals, Utilities and Residuals

The following tables show the expected average values of power production, chemicals, utilities and residuals for the proposed process.

Table 4: Power Production Steam Turbine

			Remarks
Steam pressure	bara	41	
Steam temperature	°C	400	
Electrical power	kW	1 100	

Table 5: Chemicals

Chemical	Concentration			Remark
NaOH	Standard 47%	250	kg/h	For removal of SO ₂ , depends on sludge quality
Ammonia water	25 %	Some	kg/h	For removal of NO _x
Boiler chemicals		Minor		
PAClime	15 % C	20	kg/h	For removal of heavy metals(2kg)

Table 6: Utilities (for continuous consumers)

Utility			Remarks
Electrical power	kWh/h	1 100	
Potable water	m ³ /d	5	
Quartz sand	kg/d	some	Depends on incoming sludge quantity
Natural Gas	m ³ /h STP	650	for start up only
Final effluent for cooling	m ³ /h	800	15 °C to 30 °C, Mainly turbine and scrubber
Chemicals for SET Plant			
Poly electrolyte	g/h	20	
TMT 15	l/h	1	
FeCl ₃	g/h	250	

Table 7: Residuals and effluents

Residual and effluents			Remarks
Ash approx.	kg/h	2 600	
Spent PAC/lime	kg/h	25	
Residue from SET Plant	kg/h	0.4	
Grease and oil			for maintenance
Effluent from SET	m ³ /h	10	
Effluent from Boiler blow down	m ³ /h	1	

BAMAG assumes that the Client will provide for disposal or takeover of all residuals and effluents in accordance with legal requirements.

6 Time Schedule

From our experience we estimate the total engineering and construction time for such a plant will be about 30 months.

7 Layout

The plant can be located outside or inside of a building and will need a building/area size of approximate 55m x 30m x 30m (l x w x h). This does not include the sludge storage.

8 Investment Cost Estimation

The investment cost estimation (not including VAT) for a Turn Key plant will be

38,500,000.- €

Including: Engineering, mechanical and electrical equipment, erection and commissioning without civil work (concrete works, structural steelwork).

These costs were elaborated and based on prices in July 2011.

A fixed price offer can be elaborated after clarification of all conditions and open points.

9 Open Points for Discussion

From our point of view the concept of sludge reception should be discussed. There are diverse concepts existing for this, e.g. a receiving bunker with crane system or sludge silos with special discharge devices. At the moment this is not included in our cost estimation.

For start-up of the incineration support fuel gas or oil will be required. This needs to be specified.

It should be specified if a visible plume at the stack can be tolerated or not.

For our cost estimation we have presumed that the ash from the Electrostatic Precipitator transferred pneumatically to the ash silo will be discharged by trucks in dry status. This allows the ash to be used as fertiliser in future.

The need of heat of the site during the year and their costs may lead into a system without steam cycle. This is normally more economic if the electrical power costs are low and the fuel (gas or oil) costs are high.

Please provide BAMAG with these specific costs for our discussions.

Please tell us if the plant can release cleaned scrubber effluent to the sewage works.

In case of any further questions please do not hesitate to contact us.

Butzbach, July 2011

BAMAG Waste to Energy Germany GmbH



Dr. M. Michel
Chairman



S. Salzmann
Director Technology and Sales

BIBLIOGRAFIA

1. F. Balata, M. Sanna (1984), *“Trattamento e smaltimento dei fanghi urbani e industriali”*, Roma, Nuova Italia Scientifica.
2. Quaderni dell’Istituto di Ricerca sulle Acque, n. 64., *“Metodi analitici per i fanghi”*, Vol. 2. Parametri tecnologici.
3. *“Bomb preparation method for solid waste”*, EPA Method 5050, USA, US Environmental Protection Agency, 1994.
4. Brisi C., *“Chimica applicata”*, 2 ed., Torino, Libreria Editrice Universitaria Levrotto & Bella, 1982.
- 5.
6. *“Trattamento e smaltimento dei fanghi”*, a cura di R. Canziani, Istituto per l’Ambiente, 1990.
7. EPA. *“Trace metal removal by wastewater treatment”*, Technology Transfer, gennaio 1977.
8. M. Ottaviani, L. Olori, S. De Fulvio (1988), *“Fanghi da impianti di depurazione di reflui urbani: impianti, limiti e prospettive”*, Convegno Nazionale su “I fanghi ed il loro impatto sull’ambiente. Aspetti biologici, chimici, fisici, idrogeologici, sanitari e normativi”. Taormina, Naxos, 14-18 marzo 1988.
9. E. Conradin, R. Buchli (1993). *“Utilizzo agricolo dei fanghi di depurazione e smaltimento sul terreno”*, RS - Rifiuti Solidi, vol. VII, n. 4, luglio-agosto 1993.
10. F. Brunetti, R. Cenerini (1991). *“Incenerimento dei fanghi. Principi ed applicazioni impiantistiche” – Parte II*. RS – Rifiuti Solidi, vol. V, n. 3, maggio-giugno 1991.
11. Veslind (1996). *“Effect of drying temperature on the fuel value of wastewater sludge” – Waste Management and Research*.
12. *“Example for sludge incineration, HKW Mühlhausen, Stuttgart”*, Butzbach (GER), Bamag GmbH, 2011.
13. Sottoprogramma di ricerca: *“Gestione dei fanghi di depurazione delle acque reflue”*. Relazione sullo stato di avanzamento dei lavori, a cura del Politecnico di Torino, Dipartimento di Ingegneria del Territorio, dell’Ambiente e delle Geotecnologie, Gennaio 2011
14. Sonia Bianco. *“Confronto di tecnologie per lo smaltimento di fanghi da un impianto di depurazione di acque reflue”*, tesi di laurea, rel. Giuseppe Genon. Torino, 2002.
15. Anna Bartolini. *“Caratterizzazione e destinazione termica di fanghi di depurazione”*, tesi di laurea, rel. Giuseppe Genon. Torino, 2011.
16. Priscilla Aradelli, Giacomo Cantù, *“Sewage sludge disposal routes: thermal treatments and energy recovery”*, Master of Science in Energy Engineering for an Environmentally Sustainable World, Politecnico di Milano, 2015.
17. Christian Schaum, *“Phosphorus: polluter and resource of the future. Removal and recovery from wastewater”*, Christian Schaum. IWA publishing, 2018.
18. Hisao Ohtake, satishi Tsuneda, *“Phosphorus recovery and recycling”*. Springer Nature, 2019.
19. ATIA-ISWA Italia, *“Tavolo tecnico-fanghi di depurazione”* documento conclusivo, marzo 2019.
20. Italia Nostra, *“Documento sullo spandimento dei fanghi derivanti dagli impianti di depurazione biologici delle acque reflue urbane in Itali”*, 29 maggio 2019.
21. ArpaVeneto, *“Indicazioni operative per la determinazione del contenuto di idrocarburi nei fanghi utilizzati in agricoltura in applicazione dell’art. 41 del D.L. 103/2018 convertito con modifiche dalla L. n. 130/2018”*.
22. *“Tutti i numeri dei fanghi”* di Vito Iaboni articolo su L’Astrolabio (15 novembre 2019).
23. *“Rapporto Rifiuti Speciali”* ISPRA 2018.

24. Utilitalia- Utilitatis, “*Orange book - Efficienza energetica e nuovi servizi per le città*”, marzo 2017.
25. Mininni G. et altri, “*Strategia globale nella gestione dei fanghi CNR – Istituto di Ricerca sulle Acque*”. Memoria a convegno a Ecomondo, Rimini 3/6 novembre 2004.
26. Relazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni. Bruxelles, 14/12/2017.

Riferimenti legali.

27. Direttiva del Consiglio 86/278/CEE del 12 giugno 1986, concernente la protezione dell’ambiente, in particolare del suolo, nell’utilizzazione dei fanghi di depurazione in agricoltura. (G.U.C.E. n. L 181/6 del 4 luglio 1986).
28. Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152. Norme in materia ambientale. (GU Serie Generale n.88 del 14-04-2006 - Suppl. Ordinario n. 96).
29. Direttiva del Consiglio 91/271/CEE del 21 maggio 1991, “concernente il trattamento delle acque reflue urbane”. (G.U.C.E. n. L 135/40 del 30 maggio 1991).
30. Decreto legislativo 27 gennaio 1992, n. 99, “Attuazione della Direttiva 86/278/CEE concernente la protezione dell’ambiente, in particolare del suolo, nell’utilizzazione di fanghi di depurazione in agricoltura”. (Supplemento ordinario alla G.U. n. 38 del 15 febbraio 1992).
31. Legge 19 ottobre 1984, n. 748, “Nuove norme per la disciplina dei fertilizzanti”. (*Supplemento ordinario alla G.U. n. 305 del 6 novembre 1984*).
32. Decreto del Presidente della Repubblica 19 ottobre 2011, n. 227, Regolamento per la semplificazione di adempimenti amministrativi in materia ambientale gravanti sulle imprese, a norma dell'articolo 49, comma 4-quater, del decreto-legge 31 maggio 2010, n. 78, convertito, con modificazioni, dalla legge 30 luglio 2010, n. 122. (*GU Serie Generale n.28 del 03-02-2012*).
33. Decisione della Commissione, 955/2014/UE, del 18 dicembre 2014 che modifica la decisione 2000/532/CE relativa all'elenco dei rifiuti ai sensi della direttiva 2008/98/CE del Parlamento europeo e del Consiglio. (*G.U.C.E n.370/44 del 31 dicembre 2014*).
34. Sentenza Corte di Cassazione, sezione III penale, n.27958 del 6 giugno del 2017.
35. Sentenza TAR Lombardia, sezione III, n. 1782 del 20 luglio 2018.
36. Delibera della Giunta Regionale Lombardia n.X/7076, del 11 settembre 2017.
37. Decreto Legislativo 13 gennaio 2003, n. 36. Attuazione della direttiva 1999/31/CE relativa alle discariche di rifiuti. (*GU Serie Generale n.59 del 12-03-2003 - Suppl. Ordinario n. 40*).
38. Decreto Legge 28 settembre 2018, n. 109. Disposizioni urgenti per la città di Genova, la sicurezza della rete nazionale delle infrastrutture e dei trasporti, gli eventi sismici del 2016 e 2017, il lavoro e le altre emergenze. (*GU Serie Generale n.226 del 28-09-2018*).
39. Legge 16 novembre 2018, n. 130. Conversione in legge, con modificazioni, del decreto-legge 28 settembre 2018, n. 109, recante disposizioni urgenti per la città di Genova, la sicurezza della rete nazionale delle infrastrutture e dei trasporti, gli eventi sismici del 2016 e 2017, il lavoro e le altre emergenze. (*GU Serie Generale n.269 del 19-11-2018 - Suppl. Ordinario n. 55*).
40. Decreto del Ministero della Salute 28 febbraio 2006. Recepimento della direttiva 2004/74/CE recante XXIX adeguamento al progresso tecnico della direttiva 67/548/CEE in materia di classificazione, imballaggio ed etichettatura di sostanze pericolose. (*GU Serie Generale n.92 del 20-04-2006 - Suppl. Ordinario n. 100*).
41. Decreto del Ministero dell’Ambiente 5 febbraio 1998. Individuazione dei rifiuti non pericolosi sottoposti alle procedure semplificate di recupero ai sensi degli articoli 31 e 33 del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22. (*GU Serie Generale n.88 del 16-04-1998 - Suppl. Ordinario n. 72*).

42. Decreto Legislativo 29 aprile 2010, n. 75. Riordino e revisione della disciplina in materia di fertilizzanti, a norma dell'articolo 13 della legge 7 luglio 2009, n. 88. (*GU Serie Generale n.121 del 26-05-2010 - Suppl. Ordinario n. 106*).
43. Decreto Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali 10 luglio 2013. Aggiornamento degli allegati del decreto legislativo 29 aprile 2010, n. 75, concernente il riordino e la revisione della disciplina in materia di fertilizzanti. (*GU Serie Generale n.218 del 17-09-2013*).
44. Decreto Ministero delle Politiche Agricole Alimentari e Forestali 28 giugno 2016. Modifiche degli allegati 1, 2, 3, 6 e 7 del decreto legislativo 29 aprile 2010, n. 75, recante: «Riordino e revisione della disciplina in materia di fertilizzanti, a norma dell'articolo 13 della legge 7 luglio 2009, n. 88.». (*GU Serie Generale n.188 del 12-08-2016*)
45. Decreto Legislativo 11 maggio 2005, n. 133. Attuazione della direttiva 2000/76/CE, in materia di incenerimento dei rifiuti. (*GU Serie Generale n.163 del 15-07-2005 - Suppl. Ordinario n. 122*).
46. Decreto Legislativo 4 marzo 2014, n. 46. Attuazione della direttiva 2010/75/UE relativa alle emissioni industriali (prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento). (*GU Serie Generale n.72 del 27-03-2014 - Suppl. Ordinario n. 27*).
47. Decreto Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 27 settembre 2010. Definizione dei criteri di ammissibilita' dei rifiuti in discarica, in sostituzione di quelli contenuti nel decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio 3 agosto 2005. (*GU Serie Generale n.281 del 01-12-2010*).
48. Decreto Legislativo 22 maggio 1999, n. 209. Attuazione della direttiva 96/59/CE relativa allo smaltimento dei policlorodifenili e dei policlorotrifenili. (*GU Serie Generale n.151 del 30-06-1999*).
49. Regolamento n. 850/2004 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 29 aprile 2004, relativo agli inquinanti organici persistenti e che modifica la direttiva 79/117/CEE (*Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L 158 del 30 aprile 2004*).
50. Deliberazione del Consiglio regionale 19 aprile 2016, n. 140 – 14161. Piano regionale di gestione dei rifiuti urbani e dei fanghi di depurazione. (*Bollettino Ufficiale n. 18 del 5 / 05 / 2016*).
51. Legge Regionale 24 ottobre 2002, n. 24. Norme per la gestione dei rifiuti. (*GU 3a Serie Speciale - Regioni n.8 del 22-02-2003*).
52. D.G.R. del 29 aprile 1996 n. 63-8317. Riguardante le disposizioni tecniche, le procedure amministrative ed i tempi di adeguamento per la produzione del compost ed il trattamento della frazione verde. (*B.U.R.P. n. 22 del 29 maggio 1996*).
53. D.G.R. 6 maggio 1996, n. 34-8488. Criteri generali presentazione istanza fanghi di depurazione in agricoltura.
54. D.P.G.R. 21 Settembre 2018, n. 77. Ordinanza contingibile e urgente del Presidente della Giunta regionale per il ricorso temporaneo a particolari forme di gestione dei fanghi prodotti dal trattamento delle acque reflue urbane (EER 190805) al fine di scongiurare l'interruzione del servizio pubblico di depurazione. (*Supplemento Ordinario n. 2 al B.U. n. 39*).
55. D.P.G.R 26 marzo 2019 n.17. Reiterazione dell'ordinanza contingibile e urgente del Presidente della Giunta Regionale approvata con Decreto del P.G.R. del 21 settembre 2018 n. 77 e pubblicata sul b.u.r.p. del 27 settembre 2018 n. 39, suppl. 2, relativa al ricorso temporaneo a particolari forme di gestione dei fanghi prodotti dal trattamento delle acque reflue urbane (eer 190805) al fine di scongiurare l'interruzione del servizio pubblico. (*Bollettino Ufficiale n. 13, Supplemento ordinario n. 1 del 28 marzo 2019*).
56. D.P.G.R. 20 Settembre 2019, n. 53. Seconda reiterazione con modifiche dell'Ordinanza contingibile e urgente del Presidente della Giunta regionale n. 77/2018, già reiterata con provvedimento n. 17/2019, relativa al ricorso temporaneo a particolari forme di gestione

dei fanghi prodotti dal trattamento delle acque reflue urbane (EER 190805). (*Bollettino Ufficiale n. 39 del 26 / 09 / 2019*).

SITOGRAFIA

1. <http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/acque-interne-e-marino-costiere/fonti-di-inquinamento/livello-di-trattamento-dei-reflui>
2. <http://www.utilitalia.it/>
3. http://www.cnr.it/dipartimenti/Allegato_33745.pdf?LO...type=application/pdf
4. https://www.ilblogdellestelle.it/2018/10/con_le_norme_su.html
5. http://www.questionegiustizia.it/articolo/art-41-del-decreto-genova-quel-pasticciaccio-brutto-dei-fanghi-contaminati-ad-uso-agricolo_21-12-2018.php
6. <http://www.politichepiemonte.it/argomenti/colonna2/industria-e-servizi/612-le-sfide-del-servizio-idrico-integrato-qualche-destino-per-i-fanghi-da-depurazione>
7. http://www.isprambiente.gov.it/it/progetti/suolo-e-territorio-1/uso-dei-fanghi-di-depurazione-in-agricoltura-attivita-di-controllo-e-vigilanza-del-territorio/files/PresentazioneSeminariofanghi_Giandon.pdf
8. http://www.isprambiente.gov.it/it/progetti/suolo-e-territorio-1/uso-dei-fanghi-di-depurazione-in-agricoltura-attivita-di-controllo-e-vigilanza-del-territorio/files/PresentazioneSeminariofanghi_Lucci.pdf
9. <http://www.isprambiente.gov.it/it/progetti/suolo-e-territorio-1/uso-dei-fanghi-di-depurazione-in-agricoltura-attivita-di-controllo-e-vigilanza-del-territorio/files/normativafanghiBarrelladef.pdf>
10. <https://www.tuttoambiente.it/news/emergenza-fanghi-gestione-speciale-anche-piemonte>
11. [\(impianto Stoccarda ammodernamento\)](http://www.wg-ing.eu/projektuebersicht?lang=en)
12. <https://www.battus.co/portfolio-item/sewage-sludge-incinerator-st-petersburg-russia/> (impianto San Pietroburgo)
13. <https://www.waterworld.com/international/wastewater/article/16200757/st-petersburg-sludge-incinerator-contract-awarded> (impianto San Pietroburgo)
14. http://www.cittametropolitana.mi.it/export/sites/default/ambiente/doc/Community/Archivio_lifelong_learning/36_6lug2018/002-MINNINI.pdf
15. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/sewage_sludge_management_in_germany.pdf
16. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/190116_ub_a_fb_klaerschlam_engl_bf.pdf
17. https://issuu.com/ingegneriadellambiente/docs/ida_3-ecomondo (processo Ash Dec).
18. <https://phosphorusplatform.eu/images/Conference/ESPC2-materials/Hermann%20poster%20ESPC2.pdf> (Outotec AshDec)
19. https://www.researchgate.net/publication/325385941_Outotec_AshDecR_Process_for_P_Fertilizers_from_Sludge_Ash
20. https://www.researchgate.net/publication/328996415_stato_dell'arte_e_potenzialità_delle_tecnologie_di_recupero_del_fosforo_dai_fanghi_di_depurazione
21. <https://www.waterworld.com/international/wastewater/article/16200757/st-petersburg-sludge-incinerator-contract-awarded>
22. <https://www.battus.co/portfolio-item/sewage-sludge-incinerator-st-petersburg-russia/>
23. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/it/home/temi/rifiuti/guida-ai-rifiuti-a-z/rifiuti-biogeni/tipo-di-rifiuti/fanghi-di-depurazione.html>

24. https://ie3a.mitsubishielectric.com/fa/en/refs/file/1207/ME-AP_SchlammverbrennungStuttgart_EN_V1_TBA.pdf
25. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/sewage_sludge_management_in_germany.pdf
26. <https://www.asme.org/topics-resources/content/sewage-sludge-power>
27. <https://www.h2020.net/resources/training-materials/send/231-lectures-presentations/2160-incineration-plant-sludge-hvc-dordrecht-j-te-marvelde>
28. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/190116_ub_a_fb_klaerschlamm_engl_bf.pdf
29. <https://www.outotec.com/products-and-services/technologies/energy-production/sludge-incineration-plant/>
30. <http://www.performwater2030.it/about/wprem42.php>
31. <https://www.outotec.com/references/sustainable-sewage-sludge-incineration-for-zurich-canton/>
32. <http://www.bioforcetech.com/it/pyrolysis.html>
33. <https://phosphorusplatform.eu/images/download/ESPP-meeting-sludge-2018/ESPP-4-12-2018-Salzmann.pdf>
34. https://www.outotec.com/globalassets/products/energy-production/ote_outotec_sustainable_sewage_sludge_incineration_for_zurich_canton_eng_web.pdf
35. https://issuu.com/patriziabindi/docs/hi-tech_ambiente_n.4_-_aprile_2019
36. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S016523709380019V>
37. <https://www.catasto-rifiuti.isprambiente.it/index.php?pg=gestimpiantoCompost&aa=2018®id=1&impid=01&imp=PIEMONTE&id=871&comune=Sommariva%20Perno&mappa=0&width=1366&height=768>
38. <http://www.isprambiente.gov.it/contentfiles/00003500/3526-manuali-2002-07.pdf>
39. https://www.arpae.it/PIACENZA/download/Trevisan_Nicelli.pdf
40. https://www.ingegneriadellambiente.net/vol5_n4/Castorini_IDA_4_2018.pdf?attach=0
41. <http://lexambiente.it/materie/rifiuti/179-dottrina179/14217-rifiuti-fanghi-di-depurazione-utilizzati-in-agricoltura-e-art-41-decreto-genova.html>