

ALMA MATER STUDIORUM~UNIVERSITÀ DI BOLOGNA

---

SCUOLA DI SCIENZE

Corso di Laurea Magistrale in

ANALISI E GESTIONE DELL'AMBIENTE

**VALUTAZIONE DEL RISPARMIO DI GAS SERRA  
E BILANCIO ENERGETICO DELLA PIROLISI TERMO  
CATALITICA DI FANGHI DA DEPURAZIONE**

Tesi di laurea in

Sistemi di gestione ambientale, di politica ed economia ambientale

Relatore:

Prof. **Andrea Contin**

Correlatore:

Dott. **Diego Marazza**

Presentato da:

**Mirta D'Angeli**

---

III Sessione

Anno accademico 2014/2015

*Iniziare un nuovo cammino spaventa.  
Ma dopo ogni passo che percorriamo,  
ci rendiamo conto  
di come fosse pericoloso  
rimanere fermi.*

*Roberto Benigni*

# INDICE

Abstract .....	1
Capitolo 1: Introduzione.....	2
1.1 Obiettivi.....	7
1.2 Problematiche e questioni ambientali nella depurazione delle acque e nella gestione dei fanghi .....	8
1.3 Utilizzo energetico delle Biomasse.....	11
Capitolo 2: La tecnologia:TCR (Thermo-Catalytic Reforming)® .....	14
2.1 Principi di Funzionamento.....	17
2.2 Utilizzo di Biomasse Residuali e Dedicata.....	21
Capitolo 3: Biocarburanti e Bioliquidi .....	25
3.1 Bioliquidi e Biocarburanti secondo la <i>Renewable Energy Directive</i> ( <i>RED</i> ) .....	28
3.2 Produzione ed Utilizzo in Europa.....	32
3.3 Produzione ed Utilizzo in Italia .....	34
Capitolo 4: Materiali e Metodi .....	37
4.1 Analisi del ciclo di vita: Metodologia LCA .....	37
4.2 Definizione di Ambito e Obiettivo .....	38
4.3 Assunzioni di variabili/condizioni di processo .....	40
4.4 Strumento di calcolo: BioGrace I .....	42
Capitolo 5: Risultati.....	45
5.1 Analisi d’Inventario .....	45
5.2 Scenari e Confini del sistema.....	46
5.2.1 Linea di processo generale.....	46
5.2.2 Configurazione Progettuale N°1 .....	49
5.2.3 Configurazione Progettuale N°2.....	50
5.2.4 Scenario N°1 .....	52
5.2.5 Scenario N°2.....	52
5.3 Linea di processo generale.....	54

5.4 Configurazione progettuale N°1 .....	58
5.5 Configurazione progettuale N°2 .....	63
5.6 Valutazione dei risultati .....	68
Capitolo 6: Discussione.....	72
6.1 Validità della metodologia di contabilità dei risparmi di gas serra contenuta nella RED .....	72
6.2 Influenza della definizione dei confini del sistema .....	73
6.3 Valutazione dell'incidenza della procedura di allocazione .....	73
6.4 Analisi dell'influenza di valori regionali .....	75
6.5 Validità dell'utilizzo delle emissioni biogeniche .....	75
6.6 Influenza delle assunzioni di progetto .....	76
6.7 Gestione dell'incertezza.....	80
Capitolo 7: Conclusioni.....	81
Bibliografia.....	82
Sitografia .....	88
Ringraziamenti.....	89
Appendici.....	91
Appendice A: Tabella dati d'inventario.....	92
Appendice B: Analisi del ciclo di vita: Metodologia LCA .....	114
Appendice C: Depurazione delle acque: limite e problematiche.....	121

# ABSTRACT

I rifiuti rappresentano un'opportunità di crescita sostenibile in termini di riduzione del consumo di risorse naturali e di sviluppo di tecnologie per il riciclo di materia ed il recupero energetico. Questo progetto di ricerca si occupa di valutare, attraverso l'approccio dello studio del ciclo di vita, la valorizzazione energetica di una particolare categoria di rifiuti: i fanghi derivanti dalla depurazione delle acque. Si è studiata la valorizzazione dei fanghi attraverso l'applicazione del *Thermo Catalytic Reforming* (TCR)<sup>®</sup>, tecnologia che consente di trasformare i fanghi in un carburante per la produzione di energia elettrica (bioliquido). Le valutazioni sono effettuate per una linea di processo generale e due configurazioni progettuali declinate in due scenari. Il caso di studio è stato riferito al depuratore di S. Giustina (Rimini). Per la linea di processo, per ognuna delle configurazioni e i relativi scenari, è stato compilato il bilancio energetico e di massa e, conseguentemente, valutata l'efficienza energetica del processo. Le regole della *Renewable Energy Directive* (RED), applicate attraverso lo strumento 'BioGrace I', permettono di definire il risparmio di gas serra imputabile al bioliquido prodotto. I risultati mostrano che adottare la tecnologia TRC<sup>®</sup> risulta essere energeticamente conveniente. Infatti, è possibile ricavare dal 77 al 111% del fabbisogno energetico di una linea di processo generale (linea fanghi convenzionale e recupero energetico TCR<sup>®</sup>). Questo permette, quindi, di ricavare energia utile al processo di depurazione. La massima performance si realizza quando la tecnologia si trova a valle di una linea di trattamento fanghi priva di digestione anaerobica e se il biochar prodotto viene utilizzato come combustibile solido sostitutivo del carbone. La riduzione delle emissioni imputabile al bioliquido prodotto va dal 53 al 75%, valori che soddisfano il limite definito dalla RED del 50% di riduzione delle emissioni (2017) per ogni configurazione progettuale valutata.

# Capitolo 1

## INTRODUZIONE

Prima della scoperta del fuoco, la sussistenza dell'uomo era garantita dal consumo di 3000 kcal al giorno. Da allora le necessità ed i consumi energetici umani sono cresciuti esponenzialmente e, ad oggi, sono in continuo aumento (Figura 1).

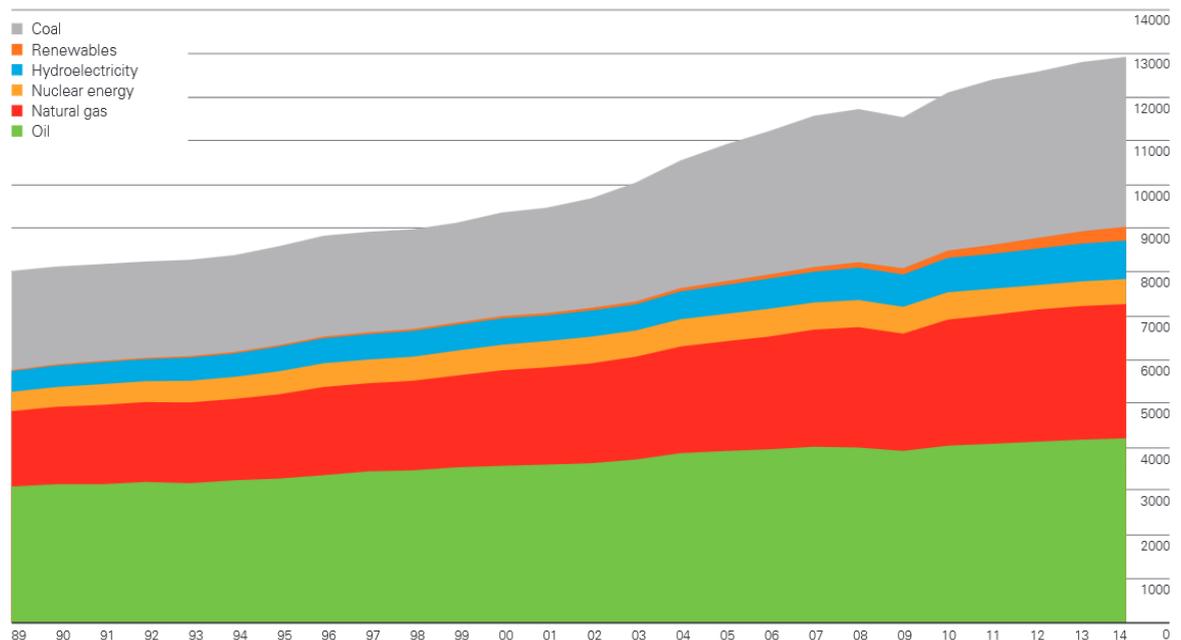


Figura 1 Consumi energetici mondiali espressi in tep dal 1980 al 2014 (*BP Statistical Review of World Energy*, 2015).

La *British Petroleum* ogni anno pubblica un'analisi statistica sull'andamento della produzione e dei consumi energetici a livello mondiale, la *BP Statistical Review of World Energy*. Il grafico precedente è stato estrapolato dall'analisi pubblicata nel 2015. Esso mostra come, dal 1980 al 2014 i consumi sono aumentati e, facendo delle previsioni, continueranno a farlo.

Il consumo mondiale di energia primaria è aumentata dello 0,9% nel 2014, una marcata decelerazione rispetto al 2013 (+ 2,0%) e ben al di sotto della media degli ultimi 10 anni, che si assesta intorno al 2,1%. La crescita nel 2014 è rallentata per ogni combustibile diverso dal nucleare, l'unico che ultimamente cresce ad un tasso superiore alla media. Il petrolio, comunque, si è riconfermato il carburante leader del mondo, con il 32,6% di consumo sul totale dell'energia utilizzata globalmente, sep-

pur perdendo quote di mercato per il quindicesimo anno consecutivo. L'Unione Europea ha registrato invece un forte calo nel consumo energetico (-3,2%). Il calo del consumo energetico europeo, registrato nel 2014, viene superato solo da quello avvenuto in seguito alla crisi finanziaria nel 2009 (*BP Statistical Review of World Energy*, 2015).

L'approvvigionamento energetico, dunque, è tra le tematiche più rilevanti e scottanti di questo secolo. Ogni Stato è alla ricerca dell'autosufficienza energetica per evitare di superare i propri confini per far fronte a tali esigenze. Considerato ciò, nella pianificazione energetica futura, rivestono notevole importanza l'efficienza ed il risparmio energetico, nonché la produzione di energia da fonti rinnovabili. Nonostante questo, nel bilancio energetico dei Paesi, anche i più sviluppati, il 50% circa dell'energia consumata va sprecata e si perde o nelle trasformazioni, ad esempio nel produrre elettricità dal petrolio, o durante i trasporti, lungo gli oleodotti, le linee ad alta tensione, i gasdotti (*Center for Scientific Review*).

Una possibile e valida soluzione al problema dell'approvvigionamento energetico, la troviamo nelle energie rinnovabili. Nella definizione più comune, le energie da fonti rinnovabili, vengono intese come derivanti da una risorsa energetica naturale che si rigenera ad un tasso uguale o maggiore della velocità alla quale tale risorsa viene consumata. Le energie rinnovabili sfruttano flussi di energia esistenti e derivanti da processi naturali come il sole, il vento, l'energia delle onde, il flusso energetico geotermico e dell'acqua corrente ma anche quella derivante da processi biologici e dalla biomassa in sé.

Le fonti di energia rinnovabile possono essere utilizzate direttamente, come il calore geotermico, oppure utilizzate per creare forme di energia più conveniente, come la produzione di energia elettrica attraverso turbine eoliche.

Le fonti di energia naturale rinnovabile possono essere suddivise in tre grandi gruppi: solare, geotermica e gravitazionale. Ad oggi, diverse sono le tecnologie in grado di sfruttare tali fonti attraverso principi ed applicazioni alquanto differenti.

Tuttavia la nuova frontiera nell'ottica della green economy è rappresentata dallo sviluppo tecnologico in grado di convertire rifiuti e residui in energia. I rifiuti rappresentano un'enorme opportunità di crescita sostenibile sia in termini di riduzione del consumo di risorse naturali e di sviluppo che di implementazione di tecnologie per il riciclo di materia ed il recupero di energia. L'industria legata ai rifiuti è stata tra le più floride negli ultimi decenni e, indubbiamente, tra quelle con il fatturato più rile-

vante nel campo dell'industria ambientale. Sebbene possa sembrare una contraddizione, i rifiuti rappresentano attualmente una delle maggiori opportunità di crescita sostenibile per il sistema Europa e per il nostro Paese, carente di risorse primarie. I rifiuti costituiscono infatti una enorme riserva di risorse che, se opportunamente gestita e valorizzata, può garantire un approvvigionamento sostenibile e continuo negli anni di materiali ed energia. "Waste to energy" è il processo di generazione di energia elettrica e/o termica dal trattamento dei rifiuti. Ad oggi, è possibile applicare diverse metodologie "waste to energy", basate su processi biochimici (fermentazione e digestione) o termochimici (pirolisi e gassificazione) (Basu, 2014). Nella conversione biochimica, le molecole della biomassa vengono scisse in molecole più piccole ad opera di batteri ed enzimi che successivamente le convertono in prodotti. Questo processo è più lento rispetto a quello termochimico ma non richiede l'ausilio di molta energia esterna (Basu, 2014). Nella conversione termochimica è l'intera biomassa ad essere convertita, da essa vengono poi sintetizzati i prodotti chimici (Basu, 2014).

Come quantificano i Rapporti ISPRA 2014/2015, venivano prodotti in UE28 circa 246,8 milioni di tonnellate di rifiuti urbani e 229,7 di speciali, al 2012. Queste enormi quantità costituiscono costi, sia sociali che ambientali ed economici, infatti, in Italia la sola gestione dei rifiuti urbani ha un peso di circa 205 euro per abitante all'anno, ossia 30 eurocent per chilogrammo di rifiuto prodotto (Istituto Superiore Per La Protezione E Ricerca Ambientale, 2015).

Questo progetto di ricerca si occupa della valutazione della valorizzazione energetica di una particolare categoria di rifiuti, i fanghi derivanti dalla depurazione delle acque. L'articolo 127 del D. Lv. 152/06 definisce i fanghi derivanti da depurazione come sottoposti alla disciplina sui rifiuti, ove applicabile e alla fine del complessivo processo di trattamento.

Questi vengono prodotti in grandi quantità, infatti, in Europa, la produzione di fanghi da depurazione è in continuo aumento, da 8 milioni di tonnellate nel 1998 a 10,4 milioni nel 2007. Tale quantitativo di fanghi è inevitabilmente destinato a crescere a seguito dell'aumento della quantità di acque reflue da trattare prima dello scarico nei corpi ricettori finali e degli obiettivi qualitativi sempre più stringenti.

Considerando inoltre, che il trattamento e lo smaltimento dei fanghi, che incidono per il 50% sui costi di depurazione, varia tra 350 e 750 euro per tonnellata di fango secco (*European Commission\_LIFE Programme, 2007*), un loro impiego nella produzione di energia è più che auspicabile.

Il problema dell'elevata produzione di fango è particolarmente sentito nel settore della depurazione delle acque di scarico di origine industriale e civile, in quanto tali effluenti contengono composti che risultano resistenti alla degradazione biologica e/o tossici per i microrganismi. Per rimuovere i composti organici viene solitamente utilizzato un trattamento biologico, seguito da uno stadio di sedimentazione da cui deriva una ingente quantità di fanghi. In Europa la produzione di fanghi è in continuo aumento, così come il loro costo di smaltimento e ciò spiega l'interesse a livello internazionale verso tecnologie innovative (*European Commission\_LIFE Programme*). L'*International Solid Waste Association (ISWA)* ha istituito una task force nel Novembre 2007 per esaminare l'interazione tra gestione dei rifiuti e la produzione di gas serra. Dall'analisi del problema sono state formulate delle raccomandazioni che definiscono, tra l'altro, la posizione dell'industria dei rifiuti come unica e rilevante nella riduzione dei *GreenHouse Gases (GHG)*. Questo settore offre un ventaglio di possibilità tecnologiche che possono contribuire alla mitigazione del cambiamento climatico. Ad oggi è possibile, comunque, un altro tipo di approccio, ossia, adottare la filosofia "Zero Waste" e puntare alla transizione da un'economia di tipo lineare ad una circolare (COM/2014/0398). Per produrre cibo, costruire case e infrastrutture, fabbricare beni di consumo o fornire l'energia si usano materiali pregiati. Quando sono stati sfruttati del tutto o non sono più necessari, questi prodotti sono smaltiti come rifiuti. L'aumento della popolazione e la crescente ricchezza, tuttavia, spingono più che mai verso l'alto la domanda di risorse e, presumibilmente, porteranno al degrado ambientale. La transizione verso un'economia circolare sposta l'attenzione sul riutilizzare, aggiustare, rinnovare e riciclare i materiali e i prodotti esistenti. Quel che normalmente si considerava come "rifiuto" può essere trasformato in una risorsa.

La transizione verso un'economia più circolare è al centro dell'agenda per l'efficienza delle risorse stabilita nell'ambito della strategia Europa 2020 per una crescita intelligente, sostenibile e inclusiva. Il concetto di economia circolare risponde al desiderio di crescita sostenibile, nel quadro della pressione crescente a cui produzione e consumi sottopongono le risorse mondiali e l'ambiente. Finora l'economia ha funzionato con un modello "produzione-consumo-smaltimento", ossia un modello lineare dove ogni prodotto è destinato ad arrivare al "fine vita". Nei sistemi di economia circolare, invece, i prodotti mantengono il loro valore aggiunto il più a lungo possibile e non ci sono rifiuti. Quando un prodotto raggiunge la fine del ciclo di vita, le risorse restano all'interno del sistema economico, in modo da poter essere riutilizzate più volte a fini

produttivi e creare così nuovo valore. Per passare ad un'economia più circolare occorre apportare cambiamenti nell'insieme delle catene del valore, dalla progettazione dei prodotti ai modelli di mercato e di impresa, dai metodi di trasformazione dei rifiuti in risorse alle modalità di consumo: ciò implica un vero e proprio cambiamento sistemico e un forte impulso innovativo, non solo sul piano della tecnologia, ma anche nell'organizzazione della società, dei metodi di finanziamento e delle politiche. Anche in un'economia fortemente circolare permane qualche elemento di linearità, poiché non si arresta la domanda di risorse vergini e si producono rifiuti residui che vanno smaltiti (COM/2014/0398). Si comprende al meglio l'economia circolare osservando i sistemi viventi (biosistemi) naturali, che funzionano in modo ottimale perché ognuno dei loro elementi si inserisce perfettamente nel complesso. I prodotti sono progettati appositamente per inserirsi nei cicli dei materiali: di conseguenza, questi formano un flusso che mantiene il valore aggiunto il più a lungo possibile. I rifiuti residui sono prossimi allo zero.

Diviene, quindi, necessario e urgente attuare politiche in grado di riorientare in modo efficace i sistemi di produzione e consumo a livello globale, verso una maggiore sostenibilità.

Definire la sostenibilità di un prodotto o un processo è un problema complesso che dipende da numerosi fattori (Meaes *et al.*, 2014). Le regole definite da istituti internazionali e da governi per determinare la sostenibilità di un prodotto, possono essere molto diverse (Meaes *et al.*, 2014). Il presupposto per una qualsiasi valutazione della sostenibilità è il concetto di *Life Cycle Thinking* (Klöpffer, 2003), un approccio che permette di valutare i possibili impatti riguardanti l'intero ciclo di vita di un prodotto o processo, considerando la sfera ambientale ma anche quella economica e sociale. L'adozione da parte della Comunità Europea di questo tipo di strumento è imputabile al fatto che permetta di evitare lo spostamento degli impatti da una fase di vita ad un'altra.

Esistono delle possibilità reali di convertire i quantitativi di rifiuti e residui in prodotti energetici come calore, elettricità e biofuel..... *allora perché non farlo?*

## 1.1 OBIETTIVI

Il presente lavoro di tesi, cerca di rispondere al quesito posto nell'Introduzione, ossia valutare la valorizzazione dei fanghi da depurazione in elettricità e calore in un'ottica di ciclo di vita. Nello specifico obiettivi della tesi è: I) verificare la convenienza energetica del processo, attraverso il calcolo del bilancio energetico e di massa, relativo a una linea di trattamento dei fanghi cui è applicata una addizionale linea di trattamento basata sulla pirolisi termo catalitica (*Thermo Catalytic Reforming TCR<sup>®</sup>*); II) definire il risparmio di gas serra relativo al bioliquido prodotto, attraverso l'uso dello strumento BioGrace I basato sulle regole RED (*Renewable Energy Directive 28/2009/CE*).

Queste valutazioni verranno effettuate su diverse configurazioni progettuali e scenari applicativi. Gli obiettivi specifici definiti rispettivamente per ogni configurazione progettuale verranno esposti al Paragrafo 4.2.

## 1.2 PROBLEMATICHE E QUESTIONI AMBIENTALI NELLA DEPURAZIONE DELLE ACQUE E NELLA GESTIONE DEI FANGHI

Le attività sociali, produttive e ricreative, principalmente in ambito urbano, richiedono ed utilizzano una grande quantità di acqua. La conseguenza diretta dell'utilizzo dell'acqua è la produzione di scarichi che, per poter essere restituiti all'ambiente, devono necessariamente essere sottoposti ad un trattamento depurativo. Le acque reflue urbane, che in passato contenevano quasi esclusivamente sostanze biodegradabili, presentano attualmente maggiori problemi di smaltimento a causa della presenza sempre più ampia di composti chimici di origine sintetica, impiegati prevalentemente nel settore industriale. I mari, i fiumi ed i laghi non sono in grado di ricevere una quantità di sostanze inquinanti superiore alla propria capacità auto-depurativa senza vedere compromessa la qualità delle proprie acque ed i normali equilibri dell'ecosistema. E' evidente quindi, la necessità di depurare le acque reflue attraverso sistemi di trattamento che imitino i processi biologici che avvengono naturalmente nei corpi idrici (la depurazione risulta però molto più veloce negli impianti rispetto ai corsi d'acqua, grazie alla tecnologia ed all'energia impiegate). Il trattamento del refluo è tanto più spinto quanto più i corpi idrici recettori (mari, fiumi, laghi, etc...) risultano a rischio di inquinamento permanente (Istituto Superiore Per La Protezione E Ricerca Ambientale, 2008). La normativa italiana in materia di acque predispone, con il D.Lgs. 3 Aprile 2006, n.152 e s.m.i., un completo programma di tutela dei corpi idrici dall'inquinamento. Oltre a disciplinare gli scarichi definendo, almeno in una prima fase transitoria, valori limite di concentrazione per le varie sostanze contenute nelle acque reflue, il decreto concentra l'attenzione sulla qualità del corpo idrico recettore prevedendo lo sviluppo di attività di monitoraggio per la quantificazione del danno ambientale esercitato dall'uomo ed offrendo le basi per la ricerca di sistemi di depurazione "appropriati" in base a specifici obiettivi di qualità delle acque naturali (Istituto Superiore Protezione e Ricerca Ambientale, 2008).

La metodologia LCA è stata applicata al settore del trattamento delle acque reflue solo a partire da metà anni '90. Risulta quindi ancora in fase di sviluppo, sebbene negli ultimi anni siano stati fatti notevoli progressi (De Feo *et al.*, 2015).

I primi studi effettuati da Emmerson *et al.* (1995) e da Roeleveted *et al.* (1997) hanno dimostrato, rispettivamente, sia l'importanza di considerare le emissioni di CO<sub>2</sub> in relazione all'utilizzo di energia e il ruolo chiave del consumo di energia elettrica, identificata come la principale responsabile del carico ambientale imputabile ai sistemi di tratta-

mento, sia l'importanza di ridurre la concentrazione di azoto e fosforo nell'effluente trattato e minimizzare la produzione dei fanghi.

Successivamente un importante filone di ricerca si è focalizzato sull'applicazione della metodologia LCA alla valutazione d'impianti per la depurazione dei reflui con trattamento biologico a fanghi attivi. In base ai risultati ottenuti è possibile concludere che la fase più impattante del ciclo di vita di tali tipologie d'impianti di trattamento è quella operativa, che può essere responsabile anche del 70% del consumo totale di energia (Gallego *et al.*, 2008; Hospido *et al.*, 2008). Particolarmente impattante sembra essere anche la combustione del biogas prodotto dalla digestione anaerobica dei fanghi, laddove non sia prevista la produzione di energia elettrica associata, nonché lo smaltimento finale del fango prodotto dai processi di trattamento dei reflui (Pasqualino *et al.*, 2009). Una possibile opportunità di miglioramento delle performance ambientali di tali impianti potrebbe essere la massimizzazione della produzione di energia elettrica mediante l'utilizzo di biogas proveniente dalla digestione anaerobica dei fanghi allo scopo di ottenere la massima efficienza di tale processo sulla linea fanghi (Bravo & Ferrer, 2011). Tutti gli studi che applicano la metodologia LCA alla valutazione dei carichi ambientali del settore relativo al trattamento delle acque reflue hanno, come fine principale, la promozione di soluzioni a maggiore eco-sostenibilità.

Per tale ragione, alcuni autori ritengono che sia riduttivo utilizzare, come confini del sistema da valutare, solo i processi riguardanti il trattamento dei reflui ed attuano, pertanto, espansioni di sistema per valutare ulteriori aspetti connessi alla depurazione dei reflui che potrebbero generare impatti ambientali di magnitudine confrontabile a quella prodotta dai sistemi di trattamento (De Feo *et al.*, 2015).

In linea generale tale metodologia si è dimostrata un validissimo strumento in grado di orientare i processi decisionali nell'ambito della gestione sostenibile delle acque reflue, al fine di evitare le problematiche legate al "problem shifting" (De Feo *et al.*, 2015). Inoltre è stato possibile individuare le problematiche principali all'interno dei sistemi di trattamento delle acque (De Feo *et al.*, 2015). Esse riguardano specificatamente: I) l'adattamento dei metodi di valutazione degli impatti a nuove sostanze inquinanti identificate; II) la disponibilità di dati d'inventario di buona qualità; III) la soggettività dell'analisi (De Feo *et al.*, 2015). Queste problematiche incidono molto sul livello d'incertezza dei risultati e delle conclusioni tratte. Sarebbe auspicabile, quindi, lo sviluppo di linee guida più specifiche riguardo all'applicazione della metodologia al setto-

re di trattamento dei reflui, al fine di migliorare la qualità dei risultati ottenibili (De Feo *et al.*, 2015).

Una delle problematiche rilevanti nella depurazione delle acque reflue è la gestione dei fanghi rimanenti al termine dei trattamenti. Nonostante ciò, storicamente, non è stato sempre affrontato come problema principale, infatti Neyens *et al.*, (2004) affermano:

*“ Historically, it was common to see schematics that showed water treatment scheme in detail [...] and an arrow at the end that simply said ‘ sludge to disposal’ “.*

L’origine del problema è il quadro normativo attualmente in vigore. Da un lato viene imposto ai gestori degli impianti di depurazione il raggiungimento di elevati livelli di rimozione degli inquinanti, dall’altro vengono modificati i possibili scenari di conferimento dei fanghi. Il raggiungimento di elevati standard di qualità delle acque imposti dalla normativa vigente comporta, sia il peggioramento delle caratteristiche qualitative dei fanghi, in quanto contengono una quantità superiore di inquinanti, sia una maggior produzione di essi. In merito alle possibili soluzioni utilizzate per il conferimento finale dei fanghi, in Italia, storicamente, sono sempre stati adottati lo smaltimento in discarica e lo spandimento in agricoltura. Lo smaltimento in discarica dei fanghi è sempre più difficile in quanto, oramai, quest’ultima viene vista come la soluzione finale di un più complesso ciclo di trattamento dei rifiuti (non per niente, anche se con alcune deroghe, la Direttiva 1999/31/CE, recepita in Italia col D.Lgs. 36/2003 e s.m.i., sostanzialmente vieta il conferimento dei fanghi di depurazione tal quali in discarica). Lo spandimento in agricoltura dei fanghi, invece, è da diversi anni al centro di un forte dibattito che ha portato, soprattutto nelle regioni del Nord, ad una sempre più serrata e dettagliata legislazione e regolazione delle Regioni.

Un approccio innovativo alla gestione di tale problematica è considerare i fanghi non come rifiuto ma come bene, in questo modo essi non rappresentano più spese di gestione e smaltimento ma strumenti per ricavare prodotti e servizi.

Il recupero di materia ed energia dai fanghi può avvenire attraverso diverse tipologie di approccio, dal recupero in agricoltura al compostaggio, fino alla co-digestione dei fanghi con altri substrati organici e al co-incenerimento con rifiuti urbani per la produzione di asfalti e laterizi.

I trattamenti di pirolisi e gassificazione, insieme ad altri trattamenti termo-chimici, ed alla ossidazione a umido (“Wet Oxidation”) o con acqua supercritica (SCWO – “SuperCritical Water Oxidation”) rappresentano la frontiera più innovativa della riqualificazione dei fanghi.

Si veda Appendice C per approfondimenti sulle problematiche della depurazione delle acque e nella gestione dei fanghi.

### 1.3 UTILIZZO ENERGETICO DELLE BIOMASSE

Da un punto di vista scientifico la *biomassa* può essere definita come materia organica degradabile che può essere convertita in energia (*International Energy Agency*). Sulla base di questa definizione è possibile categorizzare le biomasse. Al primo gradino troviamo quelle costituite da elementi semplici come batteri o materiali lignocellulosici e zuccherini, formatisi tramite fotosintesi. Esistono inoltre quelle derivanti dal Regno animale e vegetale, nonché quelle generate dalle lavorazioni umane e dalla digestione animale. Per cui, tale definizione comprende sia le biomasse tradizionali, come i residui culturali e il legname, sia nuove categorie di sottoprodotti come i rifiuti organici urbani e le alghe. Da un punto di vista legislativo la Direttiva Europea numero 28 del 23 Aprile 2009, ossia la cosiddetta *Renewable Energy Directive (RED)*, rappresenta un'importante volontà europea, in quanto definisce regole ed obiettivi per lo sviluppo di energia da fonti rinnovabili. L'articolo 2 stabilisce le definizioni alle quali si fa riferimento, tra cui la seguente:

***<< biomassa >> : la frazione biodegradabile dei prodotti, rifiuti e residui di origine biologica provenienti dall'agricoltura (comprendente sostanze vegetali e animali), dalla silvicoltura e dalle industrie connesse, comprese la pesca e l'acquacoltura, gli sfalci e le potature provenienti dal verde pubblico e privato, nonché la parte biodegradabile dei rifiuti industriali e urbani.***

L'interesse nei confronti di questa risorsa è aumentato considerevolmente nel tempo. Le biomasse sono una fonte di energia molto versatile, che può essere trasformata localmente in tutti i Paesi, consentendo di ridurre la dipendenza energetica da aree politicamente instabili. Inoltre vengono considerate rinnovabili (Psomopoulos *et al.*, 2009) poiché, a differenza dei combustibili fossili, per convenzione, le biomasse ed i combustibili da esse derivati rilasciano nell'atmosfera, durante la combustione, una quantità di anidride carbonica corrispondente a quella assorbita in precedenza dai vegetali durante il processo di crescita. L'impiego delle biomasse a fini energetici limita quindi il rila-

scio di nuova anidride carbonica, principale responsabile dell'effetto serra. I vantaggi ecologici, legati all'impiego delle biomasse e dei combustibili da esse derivanti sono:

- I) la biodegradabilità, in caso di versamenti accidentali di biocarburanti nell'ambiente;
- II) l'assenza nei fumi di ossidi di zolfo, dal momento che lo zolfo non è contenuto nelle piante;
- III) la riduzione delle emissioni di ossidi di azoto e di particolato;
- IV) la coltivazione delle biomasse (legnose) può portare a considerevoli vantaggi sociali contribuendo, ad esempio, alla difesa del suolo in montagna.

L'utilizzo energetico più antico, ma ancora attuale, delle biomasse è la combustione, soprattutto di quelle legnose. Questo processo, che consiste nell'ossidazione completa del combustibile a  $H_2O$  e  $CO_2$ , risulta, tuttavia, alquanto inefficiente. La quantità di anidride carbonica rilasciata, infatti, spesso supera quella che si avrebbe dalla combustione di carbone o gas, oltre che alla produzione di altri tipologie di inquinanti. La conversione energetica può avvenire anche attraverso altri processi termochimici più efficienti quali la gassificazione e la pirolisi (Candolo, 2005). Il processo di gassificazione consiste nella trasformazione di un combustibile solido o liquido, nel caso specifico della biomassa, in combustibile gassoso, attraverso una decomposizione termica (ossidazione parziale) ad alta temperatura. Il gas prodotto è una miscela di  $H_2$ ,  $CO$ ,  $CH_4$ ,  $CO_2$ ,  $H_2O$  (vapore acqueo) e  $N_2$ , accompagnati da ceneri in sospensione e tracce di idrocarburi ( $C_2H_6$ ). La proporzione tra i vari componenti del gas varia notevolmente in funzione dei diversi tipi di gassificatori, dei combustibili e del loro contenuto di umidità. La pirolisi, invece, è un processo di degradazione termica di un materiale in assenza di agenti ossidanti (aria o ossigeno) che porta alla produzione di componenti solide, liquide e gassose. Attualmente si stanno sviluppando tecnologie di co-combustione e co-gassificazione volti a utilizzare nello stesso impianto biomasse e combustibili tradizionali come il carbone. I processi biochimici riguardano essenzialmente la digestione anaerobica, ossia, la degradazione della sostanza organica in assenza di ossigeno ad opera di alcuni ceppi batterici. Questo processo interessa la biomassa con un alto grado di umidità (reflui zootecnici, la parte organica dei rifiuti solidi etc...) e porta alla produzione di biogas ( $CH_4$  e  $CO_2$ ). La digestione anaerobica può avvenire sia in discariche come sviluppo spontaneo, che in reattori appositamente progettati chiamati digestori. I combustibili solidi, liquidi o gassosi derivati da questi materiali (direttamente o in seguito a processi di trasforma-

zione) sono definiti biocombustibili mentre qualsiasi forma di energia ottenuta con processi di conversione dai biocombustibili è definita bio-energia.

La Commissione Europea non ha sviluppato per il momento uno schema di sostenibilità per l'utilizzo delle biomasse in sistemi di generazione di elettricità, calore e raffreddamento. In assenza di queste linee guida, la Commissione raccomanda l'applicazione dei criteri di sostenibilità definiti dalla *Renewable Energy Directive* per biocarburanti e bio-liquidi.

La biomassa fornisce una fonte rinnovabile di energia per riscaldare case e alimentare veicoli, ma permette anche di eliminare rifiuti e residui che andrebbero altrimenti smaltiti. Tuttavia, se non gestita correttamente, la biomassa può raggiungere prezzi insostenibili, danneggiare gli ecosistemi, e consumare grandi quantità di acqua. Un ulteriore svantaggio nell'impiego della biomassa come combustibile è la produzione di gas inquinanti come di monossido di carbonio, ossidi di azoto e composti organici volatili. Non è insolito utilizzare la combustione della legna per riscaldamento, ma altri tipi di biomateriali non sono così comuni ed il loro uso su scala commerciale è attualmente molto limitato. Ad esempio, nel 2010 solo lo 0,5% del consumo totale di energia degli Stati Uniti è derivato da biomasse di scarto e l'1,6% da biocarburanti (*International Energy Agency*, 2010).

Scelte mirate al corretto sfruttamento di queste risorse potrebbero risolvere alcuni dei problemi energetici dell'Italia. Inoltre la presenza di sottoprodotti e residui agricoli, agro-industriali e forestali, è stimata in circa 24 milioni di tonnellate di sostanza secca per anno, che potrebbero essere smaltiti in maniera ecologicamente corretta e convertiti in energia.

## LA TECNOLOGIA:

### TCR (THERMO-CATALYTIC REFORMING)®

Il *Thermo-Catalytic Reforming (TCR)*® è una tecnologia sviluppata dall'Istituto di ricerca tedesco *Fraunhofer Institute for Environmental Safety and Energy Technology, UMSICHT*. Essa ricade nei processi di conversione di tipo termochimico. Questa tecnologia si inserisce in un concetto più ampio, la *biobattery* (Figura 2).

Tale concetto propone una soluzione al problema dello stoccaggio di energia elettrica, unitamente a quello della gestione di biomasse residuali. La necessità di stoccaggio di energia elettrica nasce dalla eventuale eccedenza di quest'ultima. Ciò è dovuto alle naturali fluttuazioni che caratterizzano le fonti energetiche rinnovabili nonché al surplus produttivo di rete.

Il concetto della *biobattery* si basa sull'utilizzo di elettricità in eccedenza dalla rete per processare residui organici industriali, agroindustriali e urbani inutilizzati, ottenendo prodotti

contenenti l'energia spesa per la loro lavorazione. Tali prodotti sono energeticamente più spendibili rispetto alla biomassa originaria. Essi vengono poi impiegati in processi di conversione per ottenere l'energia contenuta all'interno di essi.

Le tipologie di biomasse impiegabili con il *Thermo-Catalytic Reforming*®, sono varie. Neumann *et al.*,

(2015) affermano che è possibile processare biomasse sia con un basso contenuto e punto di fusione delle ceneri sia

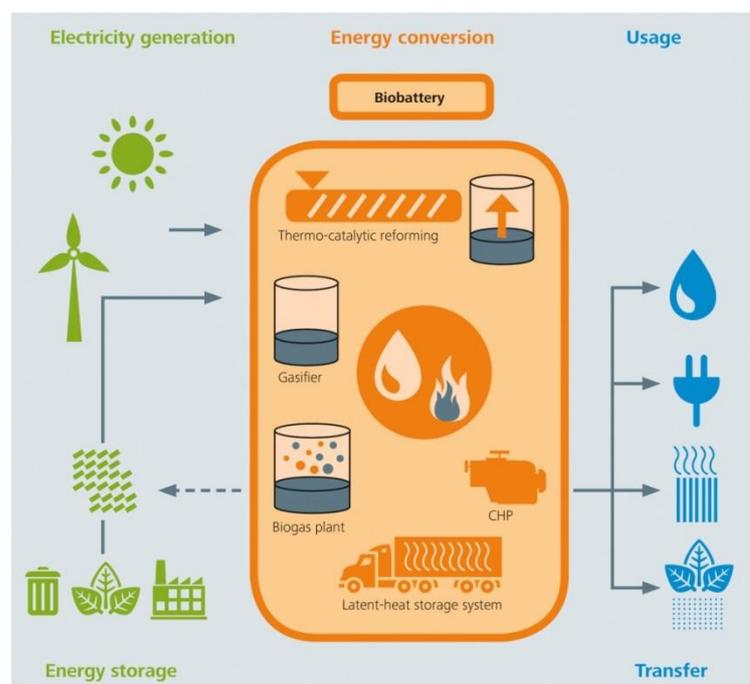


Figura 2 Concetto di biobattery (UMSICHT, 2014).

sibile processare biomasse sia con un basso contenuto e punto di fusione delle ceneri sia

con basso tenore di umidità. Questo fa sì che si possano impiegare biomasse come cippato e rifiuti municipali organici oltre ai fanghi derivanti dalla depurazione delle acque reflue.

Tramite i processi termo-chimici che avvengono all'interno dei reattori del *Thermo-Catalytic Reforming*<sup>®</sup>, la biomassa viene trasformata in diversi prodotti energeticamente spendibili. I principi di funzionamento di questa tecnologia verranno trattati nel dettaglio al Paragrafo 2.1. All'interno dei due reattori che compongono il TCR<sup>®</sup> avvengono, rispettivamente, i fenomeni di pirolisi e di reforming. I prodotti intermedi generati nel primo reattore a coclea, vengono convogliati nel reformer. I prodotti ottenuti sono char, vapore e gas. Dal raffreddamento (10°C) del vapore si ottengono bio-olio e fase acquosa (Neumann *et al.*, 2014).

I prodotti che possono essere ricavati sono quindi: gas di sintesi ricco in idrogeno (syngas), biochar con caratteristiche simili a quelle del carbone da antracite e bio-olio con caratteristiche fisico-chimiche nettamente superiori a quelle dei tradizionali oli di pirolisi (UMSICHT). Dipendentemente dalla natura del feedstock impiegato variano le caratteristiche dei prodotti. Dall'analisi di risultati ottenuti da impianti pilota è emerso che, è possibile convertire, circa il 75% dell'energia contenuta nella biomassa di partenza in prodotti energetici (UMSICHT). Il fine ultimo dei prodotti ottenuti è differente. Il syngas viene impiegato nella produzione di energia elettrica e termica. Il bio-olio può essere raffinato e/o essere destinato alla produzione energetica. Mentre il bio-char può essere convertito ad ammendante agricolo, impiegato come carbone in processi termo-chimici oppure divenire rifiuto.

Per una comprensione più concreta dell'applicazione del TCR<sup>®</sup> è utile introdurre un esempio illustrativo (Figura 3). Nel caso, vengono considerati dati riguardanti residui di paglia dopo operazione di spremitura.

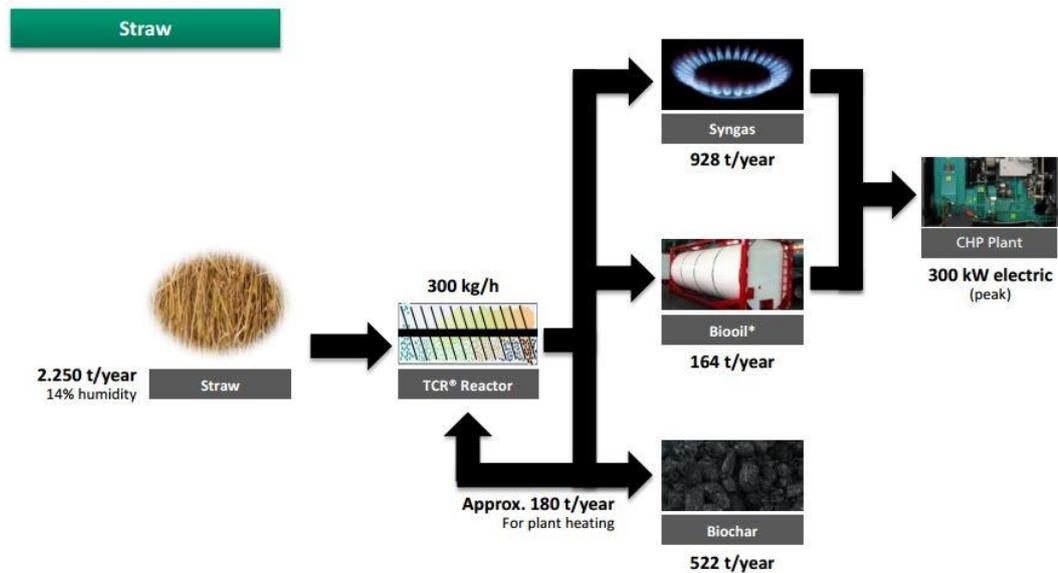


Figura 3 Esempio illustrativo.

Con una portata di 300 kg/h, il reattore, è in grado di processare 2250 tonnellate all'anno di materiale al 14% di umidità. I prodotti vengono ottenuti in proporzioni differenti. Il gas di sintesi è prodotto in maggior quantità seguito dal carbone ed infine dal bio-olio. Attraverso cogenerazione il syngas e il bio-olio vengono convertiti in energia elettrica per 300 kWe al picco, la stessa potenza che può generare un piccolo impianto a biogas. Circa 180 tonnellate all'anno di biochar vengono utilizzate per il mantenimento energetico del reattore (UMSICHT).

## 2.1 PRINCIPI DI FUNZIONAMENTO

Il *Thermo-Catalytic Reforming*<sup>®</sup> (Figura 4) è un processo continuo costituito da una serie di trattamenti termici e meccanici consequenziali, cui la biomassa viene sottoposta.

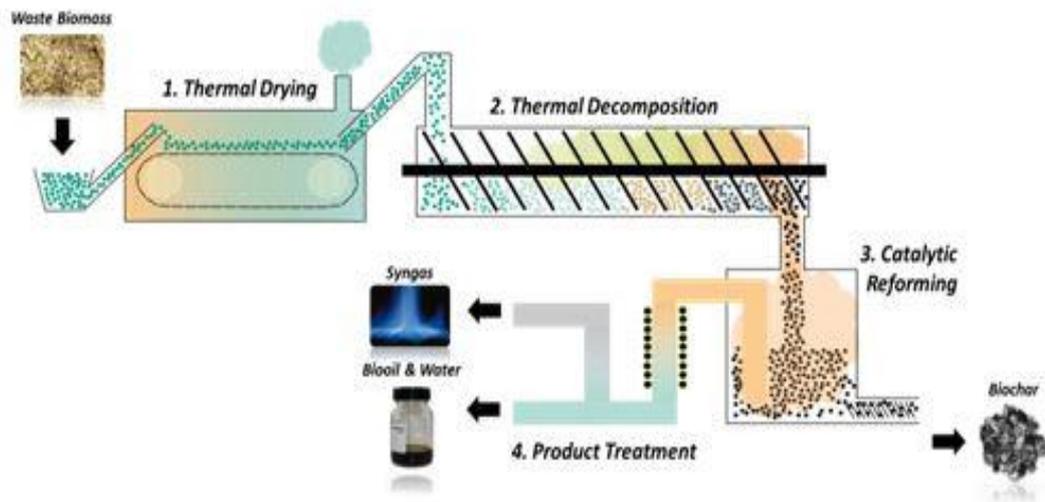
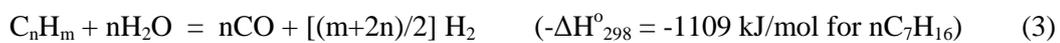
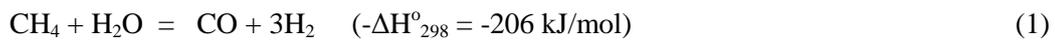


Figura 4 *Thermo-catalytic reforming*<sup>®</sup>, (UMSICHT).

Considerata la variabilità delle caratteristiche fisico-chimiche del materiale che può essere impiegato, prima del conferimento nel reattore principale, in base al contenuto di acqua, la biomassa può essere sottoposta a disidratazione termica. Questo avviene nel caso in cui il contenuto di acqua del substrato sia superiore al 30%. Attraverso una combinazione di tecnologie meccaniche e di essiccazione standard si raggiunge il 70-90% di peso secco in uscita dal trattamento di essiccazione termica. Nell'ipotesi in cui sia opportuno il trattamento termico, il TCR<sup>®</sup> è in grado di garantire una produzione di calore sufficiente per portare il contenuto di acqua della materia prima al livello richiesto (Hornung, 2013). Tramite chiusura ermetica il materiale, viene iniettato nel reattore principale a coclea. All'interno di esso viene sottoposto al processo di pirolisi intermedia. Durante la pirolisi le molecole di idrocarburi della biomassa, complesse e di grandi dimensioni, sono spezzate in molecole più semplici e più piccole, di gas, liquidi e char (Basu, 2014).

Esistono diversi tipi di pirolisi: veloce, intermedia e lenta, classificate secondo velocità di riscaldamento, temperatura e tempistiche di processo. La pirolisi di tipo intermedio avviene ad una temperatura tipica di 350/450°C, in base alla materia prima, per circa 4 minuti, ad una velocità di riscaldamento tra i 10 e i 100 °C/s (Basu, 2014).

Nel reattore principale, il materiale viene quindi riscaldato fino a 400/500°C (temperature intermedie), in zone a temperatura controllata e in assenza di ossigeno. Il materiale si decompone termicamente in biochar e vapori. Si evita la formazione di catrame ed inquinanti mantenendo le condizioni di processo le più prossime a quelle ottimali (Neumann *et all*, 2015). Una volta decomposto, il materiale, per gravità, cade nel secondo reattore del TCR<sup>®</sup>, il post-reformer. Il processo di *steam reforming* è in grado di convertire gli idrocarburi in una miscela di idrogeno, monossido di carbonio e metano (Rostrup-Nielsen, 1984). Questo processo prevede le seguenti reazioni:



La reazione 1 esplica il processo di “steam reforming” del metano. Questa è una reazione reversibile e fortemente endotermica. Secondo il principio di Le Chatelier la massima conversione si ottiene ad elevata temperatura e a bassa pressione. La progettazione di reazioni di reforming è dettata dunque da queste due condizioni (Rostrup-Nielsen, 1984). Il materiale giunto nel reattore di reforming, viene riscaldato fin a 600/750°C. Il tempo di residenza dipende esclusivamente dalla velocità di rotazione della coclea del primo reattore (Neumann *et all*, 2015). Grazie al processo di reforming la resa nella produzione di gas e la sua qualità (contenuto in idrogeno) aumentano (UMSICHT). Entrambi i reattori principali vengono riscaldati elettricamente attraverso sistemi di riscaldamento. Una volta che i vapori fuoriescono dal TCR<sup>®</sup> vengono immediatamente raffreddati a 10°C. Ciò assicura una completa separazione tra il gas permanente e la frazione organica liquida condensabile, ovvero il bio-olio, (Neumann *et all*, 2015). Tramite questo raffreddamento è possibile separare ed allontanare l’acqua di processo. La parte solida prodotta viene allontanata e stoccata. I prodotti bio-energetici che si ottengono sono di alta qualità. Essi vengono generati in proporzioni variabili, rispettivamente: gas di pirolisi arricchito in syngas e a basso contenuto di polveri, bio-olio a ridotta acidità e ridotto contenuto di catrame, infine biochar e ceneri come prodotto solido (UMSICHT). Il syngas e il bio-olio ottenuti possono essere impiegati nella cogenerazione per ricavare calore ed energia elettrica. Essi, a propria volta, concorrono al funzionamento dei reattori. La qualità del bio-olio e del biochar può essere buona e dipende dalla composizio-

ne della biomassa di partenza. In funzione delle caratteristiche chimico-fisiche è possibile impiegare il biochar come fertilizzante agricolo.

Un recente studio, svolto dal *Fraunhofer Institute* sull'utilizzo di digestato in questa tecnologia, ha evidenziato come la temperatura di reforming influenzi notevolmente la quantità e la qualità dei prodotti finali. È stato dimostrato che, ad una temperatura di 750°C, aumenti notevolmente la produzione di gas rispetto a temperature inferiori (500°C) a discapito di quella di olio, acqua, char (escluse le ceneri) e ceneri che invece diminuiscono.

Questo è dovuto alla conversione del char in gas permanente attraverso reazioni che favoriscono la formazione di CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, CO e H<sub>2</sub> nei prodotti (Figura 5).

Reaction	Enthalpy	Number
$\text{CO}_2 + \text{C} \rightleftharpoons 2\text{CO}$	+172	1
$\text{C} + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{CO} + \text{H}_2$	+131	2
$\text{C} + \frac{1}{2}\text{O}_2 \rightarrow \text{CO}$	-111	3
$\text{CH}_4 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{CO} + 3\text{H}_2$	+206	4
$\text{CO} + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{CO}_2 + \text{H}_2$	-41.2	5
$\text{C} + 2\text{H}_2 \rightleftharpoons \text{CH}_4$	-74.8	6

Figura 5 Reazioni di post reforming (Neumann *et al.*, 2015).

Le reazioni della Figura 5 precedente spiegano anche la riduzione del quantitativo di acqua in relazione all'aumento di temperatura (vedi reazione n.5 in Figura 5) nonché come questo favorisca la produzione di H<sub>2</sub>. La composizione del gas, in effetti, subisce notevoli cambiamenti dall'aumento di temperatura. Il metano, il monossido di carbonio e l'anidride carbonica sono inversamente proporzionali rispetto a tale aumento, viceversa il contenuto in H<sub>2</sub> e la porzione non determinabile della miscela, crescono (Neumann *et al.*, 2015). La riduzione della quantità di olio, all'aumentare della temperatura di reforming, è dovuto, invece, al fatto che il cracking dei composti organici in gas permanente è favorito da alte temperature. La qualità del bio-olio, per contro, migliora con l'aumento della temperatura di reforming. Il TAN (*Total Acid Numbers*) decresce, quindi la potenza corrosiva del liquido è inferiore così come il suo contenuto in ossigeno, conferendo al prodotto maggior stabilità, nonché buone caratteristiche di combustione. Tuttavia il potere calorifico maggiore si ottiene a temperature inferiori, in corrispondenza al basso contenuto in idrogeno del bio-olio. Nonostante quest'ultima proprie-

tà, il prodotto ha caratteristiche che sono del tutto comparabili con quelle del biodiesel, è possibile, pertanto, miscelare i due in qualsiasi concentrazione (Neumann *et al*, 2015). La composizione del char ottenuto è del tutto simile a quella del carbone di antracite, il contenuto in carbonio aumenta proporzionalmente alla temperatura mentre il potere calorifico non subisce cambiamenti significativi (Neumann *et al*, 2015). Dal punto di vista energetico il processo può essere considerato endotermico, cioè una trasformazione che comporta un aumento di entalpia del sistema e dunque un trasferimento di calore dall'ambiente al sistema stesso, con un fabbisogno di energia che può essere soddisfatto con il 23% della biomassa in ingresso.

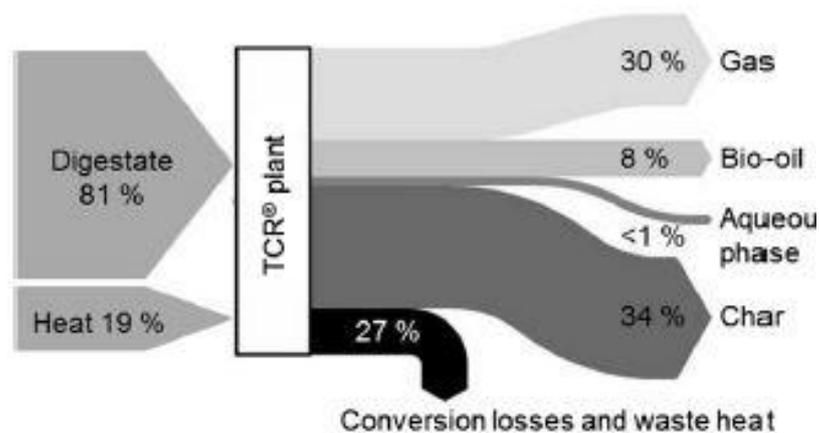


Figura 6 Bilancio energetico (Neumann *et al*, 2015).

Il bilancio energetico risulta positivo (Figura 6), infatti il 90% dell'energia contenuta nella materia prima originaria può essere convertita in energia chimica utilizzabile (Neumann, 2015).

Il *Thermo Catalytic Reforming*<sup>®</sup> è in grado di processare anche materiali che hanno fino al 10% di contenuto plastico. Questo può avvenire grazie al trattamento *Bio-Activated Cracking* (BAC) che permette di pellettizzare biomasse ricche di grassi, oli e plastiche che altrimenti non potrebbero essere trattati con il TCR<sup>®</sup>. Attraverso l'utilizzo dei vapori caldi prodotti dal reattore TCR<sup>®</sup>, che superano i 500°C, le plastiche e i grassi vengono fusi e vaporizzano arricchendo di sostanze organiche il vapore prodotto. In seguito, il fluido che fuoriesce dal reattore BAC subisce condensazione, in modo tale da produrre gas di sintesi e carburante alifatico (UMSICHT).

## 2.2 UTILIZZO DI BIOMASSE RESIDUALI E DEDICATE

Processando le biomasse è possibile ricavare vettori energetici alternativi ai combustibili fossili (Grassi *et al.*, 2006). La Commissione Europea (2000), identifica il loro potenziale tale, da poter portare la percentuale di energia prodotta da fonti rinnovabili dal 3% (2014) odierno (pari a circa 45 milioni di tep) al 20% nel 2020 (circa 315 milioni di tep).

Data la flessibilità della tecnologia in esame, è possibile impiegare una varietà di biomasse. Queste possono essere distinte in quelle di tipo residuale e dedicate. La collocazione normativa dei biocarburanti è una materia complessa a causa dell'eterogeneità e moltitudine dei materiali coinvolti. Si complica allorché si abbia a che fare con materiale residuale. Il concetto di residuale, infatti, introduce l'universo dei rifiuti, con tutto ciò che ne consegue. Il Parlamento e il Consiglio Europeo hanno riconosciuto che la regolamentazione dei residui vegetali, e in senso lato della biomassa, meriti una legislazione specifica attraverso la Direttiva 2000/76/CE del 4 dicembre 2000 recepita a livello nazionale dal Decreto Legislativo 11 maggio 2005, n. 133 (Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, 2010). La biomassa potrà essere un rifiuto o meno, mentre il biocarburante, rispondente alle specifiche definite dalle norme elaborate dal CEN/TC 335, sarà un carburante a tutti gli effetti (Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, 2010). La filiera di recupero delle biomasse residuali rappresenta un settore di fondamentale importanza, in quanto permette di avere disponibilità di biomassa da destinare alla produzione di energia senza impegnare il terreno per colture energetiche. Il recupero di biomasse residuali, inoltre, trasforma i residui generalmente considerati rifiuti, e quindi materiali di scarto gravati da costi di smaltimento, in una fonte di energia. Pertanto, le biomasse residuali rivestono un ruolo strategico nell'ambito dell'attuale politica energetica poiché rappresentano una valida risorsa per la produzione di energia termica e/o elettrica (Di Renzo *et al.*, 2011). I sottoprodotti agricoli costituiscono una porzione rilevante della totalità annuale di biomassa residua utilizzabile. Ogni anno, infatti, in Italia la sottoproduzione di residui colturali arriva a 8,5 milioni di tonnellate (BioEnergy Italy). Considerevole, è anche la produzione di scarti agro-industriali, pari a circa 5 milioni di tonnellate annue (BioEnergy Italy). Nei residui agro-industriali vengono inclusi dai

concimi di origine zootecnica ai residui da olio e sansa di frutta, a quelli lignocellulosici agricoli e forestali. Le stime di questi ultimi risultano molto elevate e, ad oggi, trovano applicazione sia nella produzione di materiali da opera sia nella generazione di energia e biocarburanti di seconda generazione (BioEnergy Italy).

Un'importante contributo alla produzione di biomasse residuali è fornito dai rifiuti. Secondo l'ultimo Rapporto sui Rifiuti Speciali<sup>1</sup> pubblicato dall'Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale a Luglio 2015, la produzione nazionale di rifiuti speciali si attestava, nel 2013, a 131,6 milioni di tonnellate. Di questi circa 412 mila sono prodotte da agricoltura, silvicoltura e pesca e 9 milioni dall'industria alimentare e delle bevande (Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, 2015). Vengono compresi anche i quantitativi provenienti dal trattamento meccanico biologico di rifiuti urbani, pari ad oltre 8,1 milioni di tonnellate, perché classificati come rifiuti speciali. La produzione italiana della frazione organica dei rifiuti urbani, invece, è di circa 10 milioni di tonnellate mentre ammonta a 3,5 milioni di tonnellate quella dei fanghi da depurazione all'anno, (Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, 2015).

La categoria dei rifiuti speciali biodegradabili consta diversi sottoprodotti industriali; tra cui la bagasse<sup>2</sup>, i fanghi derivanti dalla lavorazione della carta, i residui ottenuti per produrre bioetanolo ed il digestato, proveniente da impianti di produzione di biogas. Il digestato riveste un ruolo chiave nell'applicazione del Reforming Termo-Catalitico sul territorio europeo e, più in dettaglio, su quello italiano. A fine 2012, secondo le stime dell'Associazione Europea Biogas, erano 13800 gli impianti installati su territorio europeo con una produzione pari a circa il doppio di quella al 2005.

L'Italia si colloca al terzo posto, dietro Germania e Austria, per la produzione di biogas, con circa 1300 impianti e 1000 MWe installati. Dato il forte interesse destato da questo genere di impianti e dai loro inevitabili sottoprodotti, è stato svolto uno studio associando il TCR<sup>®</sup> ad un impianto di biogas (Figura 7) nel Nord della Germania (Neumann *et al.*, 2015).

---

<sup>1</sup> Secondo la legislazione italiana, i rifiuti vengono classificati, secondo l'origine, in speciali e urbani. Dove è da intendersi *speciale* ciò che non può essere categorizzato in urbano, ad esempio i rifiuti industriali.

<sup>2</sup> La bagasse è un residuo di estrazione proveniente dalla lavorazione per frantumazione e spremitura della canna da zucchero, costituito dalla parte fibrosa e dalla scorza della pianta.

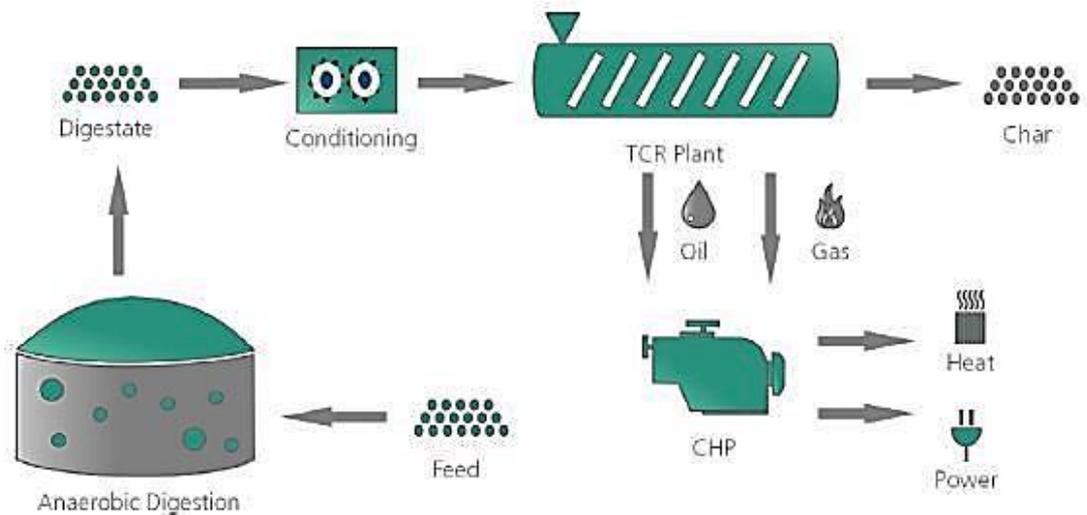


Figura 7 Schema dell'impianto utilizzato nello studio (Neumann *et al.*, 2015).

Il trattamento del digestato può avere un effetto positivo per la riduzione delle emissioni di gas serra e, contemporaneamente, una riduzione dei rifiuti da gestire in discarica, oltre a contribuire ad una fornitura stabile di energia rinnovabile (Neumann *et al.*, 2015).

Il digestato possiede un potere calorifico residuo di circa 14 MJ/kg (Kratzeisen *et al.*, 2010), ma l'utilizzo ne è condizionato dalle sue caratteristiche. Infatti, nei processi di conversione termica, quali la gassificazione e la pirolisi veloce, i rifiuti organici, come il digestato, non possono essere utilizzati se il contenuto di umidità residua è elevato, se il potere calorifico è basso o hanno un basso punto di fusione delle ceneri (Kratzeisen *et al.*, 2010).

Lo studio ha dimostrato che, la conversione energetica del digestato attraverso il TCR<sup>®</sup> porta a prodotti di buona qualità. Il bio-olio ottenuto ha un potere calorifico superiore molto alto (35,2 MJ/kg), un basso potere corrosivo e un contenuto di ossigeno pari al 7% (Neumann *et al.*, 2015). Il gas è formato da componenti in percentuali differenti, in base alla temperatura di reforming con cui vengono trattati; in generale però l'idrogeno e l'anidride carbonica possono essere considerati elevati (Neumann *et al.*, 2005). Il carbonio contenuto nel char prodotto dipende anch'esso dalla temperatura a cui viene trattato nel TCR<sup>®</sup>, ed aumenta all'aumentare della temperatura fino al 92,5% (Neumann *et al.*, 2015).

La coltivazione dedicata di specie erbacee e legnose può essere una valida soluzione per l'approvvigionamento di biomassa ad uso energetico. Si tratta di colture in parte ancora poco diffuse, che hanno tuttavia un elevato potenziale produttivo di biomassa. Nel contesto italiano, considerando le tecnologie di prima generazione e le coltivazioni

convenzionali, la superficie necessaria per produrre 1Mtep ammonta a circa 1 milione di ettari o a 0,6 milioni di ettari a seconda che si considerino colture oleaginose (biodiesel) o cerealicole (etanolo). La superficie destinabile a questi fini, a parere di molti, si aggira sugli 0,6-0,8 milioni di ettari, pari al 4-5% della superficie arabile nazionale (Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, 2010). Tuttavia la produzione di biocarburanti da colture dedicate è oggetto di critiche pesanti a causa di diversi fattori: I) bilanci energetici e ambientali a volte discutibili, in particolare in relazione alla produzione di etanolo a partire da cereali; II) bilanci ambientali incompleti per mancanza di informazioni; III) competizione con il settore delle “colture food” (Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, 2010).

# BIOCARBURANTI E BIOLIQUIDI

I biofuels rappresentano una via per ridurre le emissioni di gas climalteranti, incrementare la sicurezza e la diversità di approvvigionamento energetico, così come l'opportunità per la creazione di un nuovo mercato del lavoro e sviluppo rurale (Scarlat & Dallemand, 2011). Supportata da sistemi di incentivazione e misure politiche, la produzione di biocarburanti è costantemente aumentata negli ultimi anni (Scarlat & Dallemand, 2011). Per costituire una valida alternativa, comunque, il biofuel deve fornire un guadagno netto di energia, essere economicamente competitivo e poter essere prodotto in grandi quantità senza compromettere le forniture alimentari (Hill *et al.*, 2006).

Sotto il cappello di *biocarburanti e bioliquidi*<sup>3</sup> si trova un insieme ampio e diversificato di prodotti liquidi e gassosi. I vettori energetici, per rientrare in questa categoria, devono essere ricavati da biomasse, ossia, da tutti quei materiali di origine organica (vegetale o animale) che non hanno subito alcun processo di fossilizzazione. I biofuels costituiscono una risorsa rinnovabile, in quanto non viene incrementato l'ammontare di CO<sub>2</sub> presente nell'ambiente nel corso del loro processo di produzione e combustione. L'utilizzo dei biocarburanti accelera semplicemente il ritorno in atmosfera della CO<sub>2</sub> "fissata" dalle piante, con emissioni che rientrano nel naturale ciclo del carbonio.

Gli scenari energetici elaborati da Organismi Internazionali prevedono un incremento significativo dell'utilizzo di biocarburanti e bioliquidi. Il settore trasporti, che ricopre il 30% di consumi energetici mondiali, ne è fortemente coinvolto. Ad esempio, negli Stati Uniti, l'*Energy Independence and security Act* del 2007, ha stabilito che al 2022 la produzione di biocarburanti americana debba ammontare a 36 bilioni di galloni (Scarlat & Dallemand, 2011).

Allo stato attuale della tecnologia, gli unici biocarburanti prodotti e utilizzati su larga scala sono gli oli vegetali, impiegati direttamente come tali (in genere per l'alimentazione di macchine agricole) o trasformati chimicamente in una miscela di esteri, conosciuta come biodiesel, e il bioetanolo con i suoi derivati di sintesi. A questi si aggiunge il biometano, ottenuto a partire dal biogas prodotto dalla digestione anaero-

---

<sup>3</sup> vedi definizione da legislazione al Paragrafo 3.1

bica di diverse tipologie di materiale organico. Quest'ultimo viene utilizzato prevalentemente per l'alimentazione di autobus adibiti al trasporto pubblico. Attualmente i biocarburanti vengono miscelati in percentuali crescenti, ma complessivamente ancora limitate, con benzina e gasolio. In questo modo, si cerca di andare incontro all'esigenza delle case automobilistiche, di non modificare i motori o altre componenti degli autoveicoli, e a quella dei produttori di carburanti, di assicurare la piena fungibilità dei combustibili in vendita nella rete di distribuzione stradale. Viene ormai generalmente riconosciuto il potenziale dell'agricoltura nella produzione di biocarburanti e bioliquidi. Vi è, però, un dibattito acceso sulla competizione nel settore agricolo tra produzioni destinate all'alimentazione e coltivazione a scopo energetico. I territori impiegati a livello mondiale per la produzione di colture energetiche sono stimati attorno a 20 milioni di ettari, otto dei quali destinati a piantagioni di canna da zucchero in Brasile (Scarlat & Dallemand, 2011). Tutti i biocarburanti distribuiti su larga scala sono ricavati a partire da colture oleaginose come colza, soia, girasole e palma da olio, o zuccherine come mais, grano, barbabietola e canna da zucchero. Si tratta in tutti i casi di colture largamente diffuse e utilizzate prevalentemente a fini alimentari. In questo caso si parla di biocarburanti di prima generazione, in quanto prodotti da biomasse legate alla filiera alimentare dell'uomo. Il rischio di competizione con la catena alimentare, considerando un livello di sostituzione dei combustibili fossili con biocarburanti fino al 10%, come stabilisce la Direttiva Europea sulla promozione delle fonti rinnovabili, può essere considerato basso. Percentuali maggiori darebbero però luogo a problemi di natura tecnica e, soprattutto, rischierebbero di alimentare il potenziale conflitto, per la destinazione finale dei terreni e dei prodotti agricoli. In un contesto di ostilità tra produzioni energetiche ed alimentari, è auspicabile adottare tipologie di filiere produttive di seconda generazione. Denominatore comune di tali filiere è l'uso, come materia prima, di substrati generalmente non utilizzabili a fini alimentari o prodotti in aree diverse da quelle tradizionalmente destinate alle produzioni agricole (i.e. colture di microalghe). In tal modo è possibile raggruppare una varietà di prodotti ottenibili da materie prime e processi diversi. Quest'ultimi si trovano a diversi stadi di sviluppo, ma nessuno ancora presente sul mercato in termini significativi (ENEA, 2011). I biocarburanti di seconda generazione sono caratterizzati da una maggiore capacità di contribuire, per unità di combustibile fossile sostituito, alla riduzione delle emissioni di gas ad effetto serra, se si considera l'intero ciclo di vita della relativa filiera produttiva (ENEA, 2011). È noto che, già oggi, la loro produttività per ettaro è molto più elevata rispetto a quella di cereali e oleagino-

se, con minori consumi idrici e richieste di fertilizzanti e pesticidi. In ogni caso, i processi di conversione in biocarburanti di seconda generazione consentono di utilizzare una frazione maggiore della biomassa prodotta o addirittura l'intera pianta, risultando in bilanci energetici ed ambientali molto più vantaggiosi rispetto a quelli dei corrispondenti biocarburanti attualmente in uso (ENEA, 2011). Gli effetti diretti indotti dalle colture energetiche sui terreni vengono definiti dall'*Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) come indice di cambiamento di uso e gestione del suolo, il cosiddetto *Land Use Change* (LUC). Il contributo del LUC alle emissioni di carbonio è stimato pari a circa il 10% di quelle totali prodotte tra il 2002 e il 2011 (Warner *et al.*, 2014). Questo alto contributo è causato dalla variazione del ciclo e dello stock di carbonio nel terreno e nella biomassa. Alcuni studi considerano separati gli effetti diretti e indiretti delle coltivazioni energetiche sul terreno. Le conseguenze non direttamente correlate alla "supply chain"<sup>4</sup> specifica per il biofuel rientrano nell'*Indirect Land Use Change*, ILUC. Alcuni autori sostengono, inoltre, che le modifiche nella gestione agricola siano causa di impatti di natura sia economica che sociale, modificando il rapporto tra domanda e offerta dei prodotti nonché il loro prezzo di mercato (Kim *et al.*, 2009). Il rilascio di gas climalteranti dovuto ai cambiamenti nella gestione del suolo viene definito come il "debito di carbonio" dei biocarburanti (Kim *et al.*, 2009). Il tempo necessario al biofuel per saldare tale debito è stimato attorno ai 100-1000 anni, in base allo specifico ecosistema coinvolto. Dunque il profilo ambientale dei biocarburanti è significativamente dipendente da questi due indici (Kim *et al.*, 2009).

A livello internazionale esistono diversi sistemi di certificazione applicabili al settore agricolo per garantire la sostenibilità delle colture energetiche. I criteri di sostenibilità dettati da tali certificazioni, interessano pratiche agricole, produzione ed utilizzo di fertilizzanti e la tracciabilità dei prodotti (Scarlat & Dallemand, 2011). Lo sviluppo di queste iniziative è avvenuto soprattutto nei Paesi tropicali. Infatti, nonostante i buoni bilanci emissivi dei biofuels e le elevate rese produttive, i rischi ambientali rimangono considerevoli in questi Paesi.

Nel 2004 è stata infatti istituita la *Roundtable on Sustainable Palm Oil*, avente l'obiettivo di promuovere la produzione e l'utilizzo di olio di palma sostenibile (Scarlat & Dallemand, 2011).

---

<sup>4</sup> *supply chain* significa catena di fornitura, ossia un sistema di organizzazioni, persone, attività, informazioni e risorse necessarie per trasferire un prodotto o servizio da fornitori a cliente.

Le certificazioni dei biofuels rappresentano la risposta alle preoccupazioni relative alla sostenibilità di quest'ultimi. Nel Paragrafo seguente verranno illustrati alcuni dei criteri di sostenibilità dettati dalla *Renewable Energy Directive* del 2009.

### 3.1 BIOLIQUIDI E BIOCARBURANTI SECONDO LA *RENEWABLE ENERGY DIRECTIVE (RED)*

La Direttiva sulle Energie Rinnovabili (RED) stabilisce la politica generale da adottare nei Paesi Europei per la produzione e la promozione di energia da fonti rinnovabili. Tale direttiva fissa la quota da raggiungere, entro il 2020, del 20% di energia prodotta da fonte rinnovabile e del 10% come quota di energia finale rinnovabile consumata nel settore trasporti. Definisce poi, su base nazionale, obiettivi proporzionali al livello di partenza e alla potenzialità produttiva di ogni Stato Membro. Gli Stati Membri sono responsabili dei controlli di conformità rispetto a tali criteri, la Commissione Europea può inoltre riconoscere sistemi di certificazione volontaria.

Nell'ambito di tale direttiva viene esplicitato ciò che si intende per biocarburanti e bioliquidi definendo, inoltre, i criteri di sostenibilità per gli stessi.

L'Articolo 2 riporta:

- h) «bioliquidi»: combustibili liquidi per scopi energetici diversi dal trasporto, compresi l'elettricità, il riscaldamento ed il raffreddamento, prodotti a partire dalla biomassa;*
- i) «biocarburanti»: carburanti liquidi o gassosi per i trasporti ricavati dalla biomassa;*

Dall'analisi di tali definizioni risulta evidente l'importanza del prodotto di partenza per definire un vettore energetico come biocarburante o bioliquido. L'utilizzo di biomassa come materia prima è dunque indispensabile per poter ricadere in queste categorie.

Altra evidenza importante riguarda l'utilizzo ultimo dei due prodotti. I biocarburanti, per essere definiti tali, devono essere impiegati solamente nel settore dei trasporti, mentre l'uso dei bioliquidi può avvenire in tutti i settori dove c'è necessità energetica, escluso i trasporti.

L'energia prodotta da biocarburanti e bioliquidi rientra nelle misurazioni per il raggiungimento degli obiettivi nazionali ai sensi della RED e nei beneficiari di sostegno finanziario, solo se rispetta i criteri di sostenibilità dettati dall'Articolo 17, dal paragrafo 2 a 6, di tale Direttiva.

Tuttavia, i biocarburanti e i bioliquidi prodotti a partire da rifiuti e residui diversi dai residui dell'agricoltura, dell'acquacoltura, della pesca e della silvicoltura devono soddisfare soltanto i criteri di sostenibilità definiti al paragrafo 2.

In tale paragrafo infatti, viene specificato il limite minimo di riduzione delle emissioni imputabile ad un biofuel. Esso riporta:

- 2) ***La riduzione delle emissioni di gas a effetto serra grazie all'uso di biocarburanti e di bioliquidi presi in considerazione ai fini di cui al paragrafo 1, lettere a), b) e c), è pari almeno al 35 %.***

Quindi per considerare sostenibile un biocarburante o un bioliquido, questo deve, tra l'altro, garantire una riduzione di almeno il 35% delle emissioni di GHG rispetto al combustibile fossile di riferimento. Per tale si intende l'ultimo valore reale disponibile per le emissioni medie della parte fossile di benzina e gasolio consumati in UE.

La direttiva fornisce i valori di riferimento relative ai combustibili fossili, per il calcolo della riduzione delle emissioni.

Per i bioliquidi utilizzati nella produzione di elettricità, il valore del carburante fossile di riferimento è 91 gCO<sub>2eq</sub>/MJ. Per quelli utilizzati nella produzione di calore, invece, il valore di riferimento è 77 gCO<sub>2eq</sub>/MJ. Mentre per quelli utilizzati nella cogenerazione, il valore del carburante fossile di riferimento è 85 gCO<sub>2eq</sub>/MJ.

Altre direttive fissavano obiettivi finali, la *Renewable Energy Directive* definisce obiettivi intermedi per cercare di stimolare uno sviluppo graduale ed uniforme in tutti i Paesi Europei. Infatti, la riduzione del 35% va riferita al 2012, con deroga fino al 1° Aprile 2013 per impianti già in servizio al 23 gennaio 2008. A decorrere dal 1° Gennaio 2017 e dal 1° Gennaio 2018 gli obiettivi fissati sono, rispettivamente del 50 e dell'80%. La Direttiva fornisce i valori di default per la riduzione delle emissioni di gas serra delle filiere di produzione di 22 biocarburanti (*European Biofuels Technology Platform*, 2012). Non specifica invece, come siano stati ottenuti tali valori. In particolare non fissa i fattori di conversione, detti anche valori standard, utilizzati per determinare i valori di default e che dovrebbero essere utilizzati nei calcoli. Gli utenti, infatti, sono liberi di utilizzare i valori che ritengono più consoni da letteratura. Il calcolo del risparmio di gas

ad effetto serra, può dunque variare dal 10 al 20 %, in base ai valori standard utilizzati (*European Biofuels Technology Platform*, 2012).

La riduzione dei GHG viene calcolata in conformità all'Articolo 19 secondo la metodologia definita all'allegato V. Lo standard metodologico prevede come primo step il calcolo delle emissioni relative al carburante oggetto di studio. Di seguito viene riportata la formula per tale calcolo.

$$C) E = eec + el + ep + etd + eu - esca - eccs - eCCR - eee,$$

Dove:

- E* = il totale delle emissioni derivanti dall'uso del carburante;
- eec* = le emissioni derivanti dall'estrazione o dalla coltivazione delle materie prime;
- el* = le emissioni annualizzate risultanti da modifiche degli stock di carbonio a seguito del cambiamento della destinazione dei terreni;
- ep* = le emissioni derivanti dalla lavorazione;
- etd* = le emissioni derivanti dal trasporto e alla distribuzione;
- eu* = le emissioni derivanti dal carburante al momento dell'uso;
- esca* = la riduzione delle emissioni grazie all'accumulo di carbonio nel suolo mediante una migliore gestione agricola;
- eccs* = la riduzione di emissioni grazie alla cattura e allo stoccaggio geologico del carbonio;
- eCCR* = la riduzione delle emissioni grazie alla cattura e alla sostituzione del carbonio;
- eee* = la riduzione di emissioni grazie all'elettricità eccedentaria prodotta dalla cogenerazione.

Le emissioni considerate nel metodo di calcolo definito nella RED si riferiscono all'intero ciclo di vita del prodotto e tengono quindi in considerazione tutte le sue fasi di vita. I coefficienti emissivi negativi indicano una riduzione delle emissioni imputabile al biocarburante. Questo deriva dal fatto che all'interno della biomassa sia 'intrappolato' un certo quantitativo di carbonio, ossia quello dovuto alla sua crescita e metabolismo. Durante l'utilizzo del biofuel questa quantità viene liberata, dunque viene emesso lo stesso quantitativo di carbonio che era stato sottratto. Inoltre, durante la "supply chain" di un biofuel, è possibile generare dei co-prodotti, i quali immagazzinano il carbonio all'interno di loro stessi. La mancata produzione di questi ultimi si traduce in emissioni evitate, dunque in coefficienti negativi.

Il calcolo del totale delle emissioni relative al biocarburante o bioliquido permette di quantificare la riduzione rispetto al combustibile fossile di riferimento, attraverso la seguente formula:

$$\mathbf{RIDUZIONE} = (\mathbf{EF} - \mathbf{EB})/\mathbf{EF}$$

Dove:

**EF** = totale delle emissioni derivanti dal carburante fossile di riferimento;

**EB** = totale delle emissioni derivanti da biocarburante e altro bioliquido.

Il valore che scaturisce da questa operazione è la percentuale che deve essere confrontata con i limiti definiti nel paragrafo 2 dell'Articolo 17.

Ai biocarburanti e bioliquidi è richiesto di adempiere a tutti i criteri di sostenibilità definiti ai commi dell'articolo 17 della Direttiva Europea sulle energie rinnovabili per poter godere di supporto finanziario. I criteri sopracitati trattano diversi aspetti, quali il terreno da cui hanno origine le materie prime utilizzate. La UE-RED, infatti, esclude diverse categorie di terreni, alle quali riconosce elevato valore di biodiversità, impiegabili nella produzione di biofuel. Queste sono: I) foreste primarie ed altri terreni boschivi; II) aree designate a scopi di protezione della natura o per la protezione di ecosistemi o specie rare, minacciati o in pericolo di estinzione; III) terreni erbosi naturali ad elevata biodiversità, sia naturali che non.

I biofuels, inoltre, non devono essere prodotti da materie prime ottenute su terreni che presentano un elevato stock di carbonio come: I) zone umide; II) zone boschive continue; III) terreni aventi un'estensione superiore ad un ettaro caratterizzati dalla presenza di alberi di altezza superiore a 5 metri e da una copertura della volta compresa tra il 10 % e il 30 % o di alberi che possono raggiungere queste soglie in situ.

La Strategia Energetica nazionale (2013) dedica infatti particolare attenzione agli investimenti nel settore forestale nazionale, in linea con le indicazioni del piano per la riduzione della CO<sub>2</sub> e della decarbonizzazione dell'economia italiana.

### 3.2 PRODUZIONE ED UTILIZZO IN EUROPA

Da un punto di vista climatico e pedologico, l'Europa, soprattutto quella dell'Est e del Sud, presenta condizioni favorevoli per l'agricoltura. Questa vocazione ha fatto sì che, con lo svilupparsi delle biotecnologie, parte dei raccolti venga dedicata alla produzione di biocarburanti e bioliquidi di prima generazione. Tale tipologia implica conversione biochimica di biomassa dedicata (mais, colza, barbabietola...) per produzione di biofuel.

La legislazione europea incentiva in termini generali la produzione di biocarburanti e bioliquidi cercando però di favorire quelli di seconda generazione, ossia, prodotti a partire da biomasse di scarto, attraverso conversione biochimica o termochimica. In base alla normativa vigente i biocarburanti di prima generazione (derivati da colture su terreni agricoli) dovrebbero rappresentare, entro il 2020 non oltre il 7% del consumo totale

di energia nel settore dei trasporti.

Studi effettuati dall'*International Energy Agency* (IEA) mostrano differenze significative, tra gli Stati Europei, per la percentuale di biocarburanti solidi sulla totalità di energia rinnovabile prodotta (Figura 8). Tali differenze sono attribuibili alla vocazione del territorio ed anche alle politiche nazionali vigenti negli Stati. Risulta significativo ed evidente il divario tra l'UE-12 e l'UE-15. La prima e più giovane, costituita da Bulgaria, Cipro, Estonia, Lettonia, Lituania, Malta, Repubblica Ceca, Polonia, Romania, Slovacchia, Slovenia e Ungheria, la seconda e più antica rappresentata da Au-

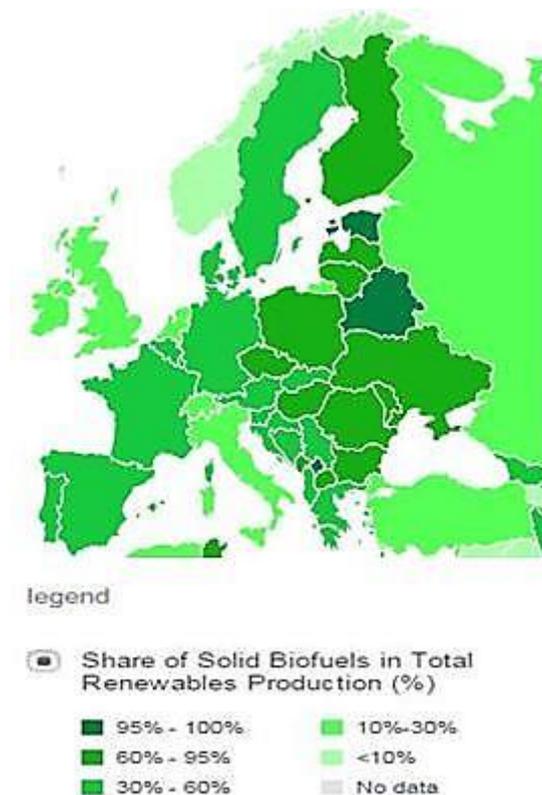


Figura 8 Quota di biofuels solidi nella produzione totale di energia rinnovabile (IEA).

stria, Belgio, Danimarca, Germania, Finlandia, Francia, Gran Bretagna, Grecia, Ir-

landa, Italia, Lussemburgo, Olanda, Portogallo, Spagna e Svezia. Il punto della situazione viene fatto dal *Rural Development in the EU Statistical and Economic Information Report, 2012*: un report dedicato allo sviluppo rurale, ricco di informazioni e statistiche in termini economici, sociali e scientifici. Secondo questo Report la produzione

di energia rinnovabile differisce notevolmente tra i due comparti europei. Infatti il 91,6% dell'energia rinnovabile da biomasse prodotta nel settore agricolo UE viene dalla "vecchia" Europa a 15, mentre la produzione nei 12 Paesi, cosiddetti Peco, entrati nell'Unione Europea più di recente, rappresenta solo l'8,4%. Analogamente nel settore forestale, la produzione di energie rinnovabili nell'UE-15 e nell'UE-12 si attesta, rispettivamente, intorno al 76% e al 24% sulla produzione totale dell'Unione Europea. La cultura e la vocazione territoriale che appartengono all'Europa dei 15 fanno sì che il 70% del territorio dedicabile alle coltivazioni è, e sarà, destinato al "food&feed" rispetto all'"energy" (Fischer *et al.*, 2010). Questo fa sì che un ruolo chiave nella produzione energetica europea venga svolta dai Paesi appartenenti all'Europa dell'Est, tra i quali spicca l'Ucraina. Il territorio di questo Paese comprende più di 32,0 Mha a territorio coltivabile arabile, circa il 22% del rispettivo totale europeo.

Considerando una eventuale sottoscrizione dell'Europa ad uno scenario di sviluppo energetico, l'Ucraina sarebbe in grado di sopperire da sola al 40% del territorio necessario per il raggiungimento degli obiettivi (Fischer *et al.*, 2010). Va comunque tenuto presente che, il consumo energetico finale in Europa per il trasporto su strada al 2011 è di 297,6 Mtep. Questo tipo di trasporto comporta il consumo energetico maggiore nella totalità del settore trasporti. Di tale consumo energetico il 95,3% viene sopperito con prodotti derivanti da combustibili fossili, solo il 4,7% da biocarburanti (Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, 2013).

Quest'ultima percentuale corrisponde a 13985 ktep, di cui 10644 ktep sono attribuite al biodiesel, 2892 ktep alla biogasoline e 422 ktep ad altri biocarburanti (Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, 2013).

L'Unione Europea mantiene la leadership mondiale per quanto riguarda la produzione di biodiesel (7,8 milioni di tonnellate nel 2008), anche se la quota detenuta sul totale mondiale scende dal 75% al 62% (Gestore Servizi Energetici, 2014).

In conclusione è possibile affermare che, allo stato attuale di consumi energetici e sviluppo tecnologico non sarà possibile raggiungere l'obiettivo europeo del 10% di biocarburanti nel settore trasporti. Risulta, inoltre, indispensabile l'integrazione di tecnologie di prima e seconda generazione nonché la partecipazione dell'Europa dell'Est, in particolar modo dell'Ucraina, per ridurre la dipendenza energetica europea.

Nel lungo termine (2050) il SET Plan, (*Strategic Energy Technology Plan*) si propone uno sforzo di ricerca e innovazione tecnologica del sistema industriale. In particolare riguardo: la seconda generazione di rinnovabili; lo stoccaggio dell'energia; lo sviluppo di

nuovi materiali e tecnologie per l'efficienza energetica; la cattura e lo stoccaggio della CO<sub>2</sub>; i veicoli alimentati a celle a combustibile e a idrogeno; i progetti dimostrativi per reattori nucleari di quarta generazione.

### 3.3 PRODUZIONE ED UTILIZZO IN ITALIA

Ogni Stato Europeo, secondo il Trattato sul funzionamento dell'Unione Europea, è vincolato al raggiungimento degli obiettivi fissati dal Parlamento Europeo tramite pubblicazione di direttive.

Tramite la Strategia Energetica Nazionale il Governo italiano programma e prefigge obiettivi e priorità d'azione per il medio-lungo (2020) e lungo (2050) termine.

Quindi si propone di raggiungere e superare gli obiettivi ambientali e di decarbonizzazione definiti dal Pacchetto europeo Clima-Energia 2020, ed assumere un ruolo guida nella definizione ed implementazione della *Roadmap 2050*.

Ci si attende che l'Italia raggiunga il 19-20% dei consumi finali lordi (e 22-23% dei consumi primari), superando l'obiettivo del Piano d'Azione Nazionale (PAN) pari al 17% dei consumi finali (Strategia Energetica Nazionale, 2013). L'obiettivo deve essere raggiunto mediante l'utilizzo di energia derivata da fonti rinnovabili nei settori: Elettricità, Riscaldamento-Raffreddamento e Trasporti.

Per quanto riguarda l'efficienza energetica, area in cui i target 20-20-20 non sono vincolanti, l'Italia intende superare gli obiettivi europei pari al 20% dei consumi con una previsione di risparmi fino al 24% (pari a circa 20 Mtep di energia primaria in meno rispetto ad oggi), rivedendo in tal senso il Piano di Azione per l'Efficienza Energetica (Strategia Energetica Nazionale, 2013). Nel settore trasporti si conferma l'obiettivo europeo al 2020 di un contributo da biocarburanti pari a circa il 10% dei consumi, ovvero circa 2,5 Mtep/anno. La Strategia Energetica Nazionale si propone di promuovere quanto possibile l'adozione di biocarburanti di seconda generazione, preservando tuttavia gli investimenti già effettuati sulla produzione di biocarburanti di prima generazione. In termini di costi per il sistema, dato il differenziale di prezzo per la quota di biocarburanti, l'impatto al 2020 potrebbe ammontare a circa 1 miliardo di euro l'anno (Strategia Energetica Nazionale, 2013).

L'Italia per adempiere agli obiettivi definiti dalla legislazione europea dall'*Emission Trading System* e dalla *Renewable Energy Directive* ha istituito sistemi di incentivazione onde promuovere la produzione di energia da fonti rinnovabili.

Per quanto concerne i biocarburanti e bioliquidi, i sistemi di incentivazione vengono applicati solo in caso di certificazione da parte di organismi di terza parte, dei requisiti di sostenibilità dettati dalla Direttiva UE 2009/28/EC. Le incentivazioni fiscali sono applicabili a diverse aziende nella filiera agroalimentare quali: distillerie, macelli, produttori/trasformatori di oli vegetali e produttori di prodotti caseari.

In Italia è stato inoltre introdotto l'obbligo, per i fornitori di benzina e gasolio, di immettere nel territorio nazionale una quota minima di biocarburanti ogni anno (Gestore Servizi Energetici, 2013).

La quota di biocarburanti da immettere in consumo è calcolata sulla base del potere calorifico totale di benzina e gasolio forniti nell'anno precedente. L'attuale quota di immissione in consumo è pari al 4,5%: ciò significa che nel 2013 i fornitori di benzina e gasolio devono immettere una quantità di biocarburanti avente un potere calorifico pari al 4,5% dell'energia contenuta nella benzina e nel gasolio venduti nel 2012 (Gestore Servizi Energetici, 2013). La quota percentuale è destinata a salire, fino a raggiungere il 5 % entro il 2014.

Come strumento per il monitoraggio dell'assolvimento dell'obbligo sono stati istituiti i "Certificati di Immissione in Consumo" di biocarburanti, emessi dal Ministero per lo Sviluppo Economico (MiSE) che si avvale del Gestore dei Servizi Energetici. Un Certificato attesta l'immissione in consumo di 10 Gcal (1 Gcal =  $10^9$  cal). Per assolvere al proprio obbligo i soggetti obbligati possono acquistare i Certificati di immissione in consumo dai soggetti che ne avessero in eccesso, rispetto a quanto loro necessario (Gestore Servizi Energetici, 2013).

Nel 2013, in Italia, le energie rinnovabili hanno contribuito per il 30,4% al mix energetico nazionale (Gestore Servizi Energetici, 2013), percentuale in leggero aumento rispetto agli anni precedenti. Questo valore è principalmente costituito da idroelettrico e fotovoltaico, i biocarburanti vi contribuiscono solo in minima parte (Gestore Servizi Energetici, 2013). Nel 2008 l'Italia ha prodotto circa 658000 tonnellate di biodiesel, facendo segnare un incremento del 40% rispetto al 2007, e con una quota dell'8% si colloca al terzo posto nella graduatoria dei produttori europei dietro a Germania e Francia. Nel 2009 il consumo italiano di biofuels ha costituito il 3,8% sul totale dei carburanti, passando al 4,5% nel 2012 (Gestore Servizi Energetici, 2013).

Le ultime stime effettuate dall'Agazia internazionale per l'energia attestano una produzione pari a 7,6 Mtep e una importazione di 2,8 Mtep di biocarburanti in Italia nel 2012. Il consumo totale finale, invece, è stato di 5,5 Mtep distribuiti rispettivamente in trasporti (1,4 Mtoe), industria (0,5 Mtep) e settori altri (attività commerciali, agricoltura, abitazioni etc...) che ne consumano la maggior parte (3,4 Mtep).

Quindi, dagli anni '70, la produzione di biofuels e la relativa tecnologia, si sono evolute in modo tale da ottenere, nel 2011, quantitativi pari a 40 volte quelli del 1973 (*International Energy Agency*, 2012). Con la produzione è aumentato esponenzialmente anche il consumo, arrivando, nel 2011 a 5,4 Mtep (*International Energy Agency*, 2012).

## MATERIALI E METODI

### 4.1 ANALISI DEL CICLO DI VITA: METODOLOGIA LCA

Il metodo “Life Cycle Assessment” (LCA) è una procedura standardizzata che permette di registrare, quantificare e valutare i danni ambientali connessi con un prodotto, una procedura o un servizio, all’interno di un contesto, che deve essere definito a priori (Striegel, 2000).

Questo strumento metodologico è compreso all’interno del più ampio approccio “Life Cycle Thinking” (LCT), il quale prevede l’analisi degli impatti ambientali causati da tutte le fasi di vita di un prodotto (o di un servizio o di un processo): dall’estrazione delle materie prime al fine vita. L’LCT costituisce un modo nuovo di affrontare l’analisi dell’impatto ambientale perché permette una visione globale del sistema produttivo. Le motivazioni per cui si esegue un’analisi di questo tipo possono essere molteplici, infatti il LCA può supportare:

- l’identificazione delle opportunità di miglioramento degli aspetti ambientali dei prodotti nei diversi stadi del loro ciclo di vita;
- le decisioni nell’industria e nelle organizzazioni governative e non governative (per esempio nella pianificazione strategica, scelta di priorità, progettazione o riprogettazione di prodotti o di processi);
- la scelta di indicatori rilevanti di prestazione ambientale con le relative tecniche di misurazione;
- la commercializzazione dei prodotti (per esempio una dichiarazione ecologica o un sistema di etichettatura ecologica).

A livello internazionale la metodologia LCA è regolamentata dalle norme ISO 14040 e 14044, in base alle quali uno studio di valutazione del ciclo di vita prevede: la definizione dell’obiettivo e del campo di applicazione dell’analisi, la compilazione di un inventario degli input e degli output di un determinato sistema, la valutazione del potenziale impatto ambientale correlato a tali input ed output e infine l’interpretazione dei risultati.

In accordo con queste regolamentazioni, il metodo si divide in 4 parti (Figura 9):

1. Definizione di ambito ed obiettivo (“Goal and Scope”)
2. Analisi dell’inventario (“Life Cycle Inventory-LCI”)
3. Stima dell’impatto (“Life Cycle Impac Assesment-LCIA”)
4. Interpretazione (“Life Cycle Interpretation”)

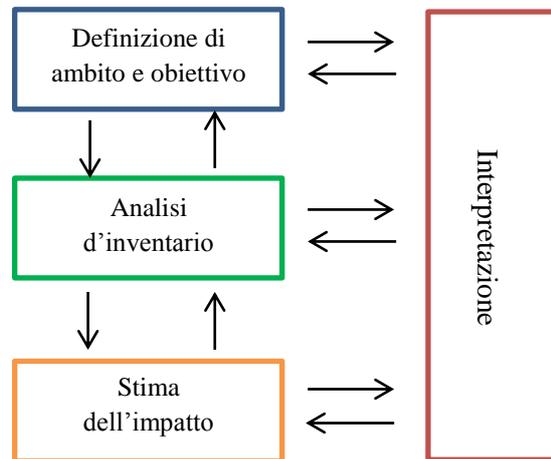


Figura 9 Fasi della metodologia LCA.

Il LCA può presentare limiti dovuti a scarsa qualità dei dati di input, ipotesi soggettive, metodologie e interpretazioni non accettate dalla comunità scientifica. Uno degli attuali limiti del LCA è l'incapacità di integrare la complessa gamma di impatti ambientali che risultano dall'attività industriale, cosa che risulta particolarmente vera per gli impatti sul terreno e sulla bio-diversità. Il LCA è maggiormente applicabile a indicatori di impatto su scala globale (es: *global warming*) e meno agli impatti locali come lo smog, dove i fattori temporali e spaziali delle emissioni hanno più rilevanza.

Approfondimenti riguardanti questa metodologia si trovano in Appendice B.

## 4.2 DEFINIZIONE DI AMBITO E OBIETTIVO

La definizione di ambito e obiettivo viene attuata attraverso la definizione di una linea di processo generale e di scenari applicativi definiti nei risultati. Per linea generale si intende l'insieme di tutti i processi e di tutti i flussi inventariabili nei moderni impianti di trattamento delle acque nella linea fanghi, a cui è applicata una opportuna linea di pre-trattamento e trattamento con la tecnologia *Thermo Catalytic Reforming (TCR)*<sup>®</sup>. Per scenari applicativi si intende la definizione di ambiti specifici di applicazione di sistemi di pre-trattamento e della tecnologia TCR<sup>®</sup> ai fini dello studio del bilancio dei gas serra.

Viene definita una linea di processo generale al fine di valutare la capacità del TCR<sup>®</sup>300 di creare prodotti in grado di fornire energia ad una linea di trattamento fanghi già esistente. A partire dalla linea di processo generale sono state estrapolate due configurazioni progettuali, la N°1 e la N°2. La prima viene definita per valutare le performance di un sistema di recupero della materia organica a valle del processo di depurazione delle acque tramite la tecnologia TCR<sup>®</sup>. Al fine di valutare l'autosufficienza di una linea di trattamento fanghi tramite l'utilizzo energetico dei prodotti generati dal TCR<sup>®</sup>, viene definita la configurazione progettuale N°2.

In particolare si premette che per la linea di processo generale, viene calcolato il bilancio energetico e di massa. Mentre per le configurazioni progettuali N°1 e N°2 vengono valutati due scenari applicativi (il N°1 e il N°2) per ognuno dei quali vengono calcolati i bilanci di massa e di energia oltre che la rispettiva riduzione delle emissioni imputabile al bioliquido prodotto dal TCR<sup>®</sup>, ai sensi della Direttiva Europea sulle energie rinnovabili. Viene assunta una portata in ingresso nei confini del sistema delle configurazioni progettuali tale da poter soddisfare la richiesta del TCR 300<sup>®</sup>. Per cui per la linea di trattamento generale l'unità funzionale equivale ad una portata di 40000 kg/h di fango secondario all'1% di peso secco. Per la configurazione N°1 l'unità funzionale è equivalente a circa 1200 kg/h al 25% di peso secco, mentre per la seconda configurazione è equivalente a 30000 kg/h di fango secondario all'1% di peso secco.

Il riferimento metodologico seguito è costituito dal Documento di riferimento sulle migliori tecniche disponibili per l'efficienza energetica pubblicato dal JRC a Giugno 2008.

Di seguito (Figura 10) viene riportato un diagramma per una più facile comprensione dello schema logico che si segue e che si vuole analizzare:

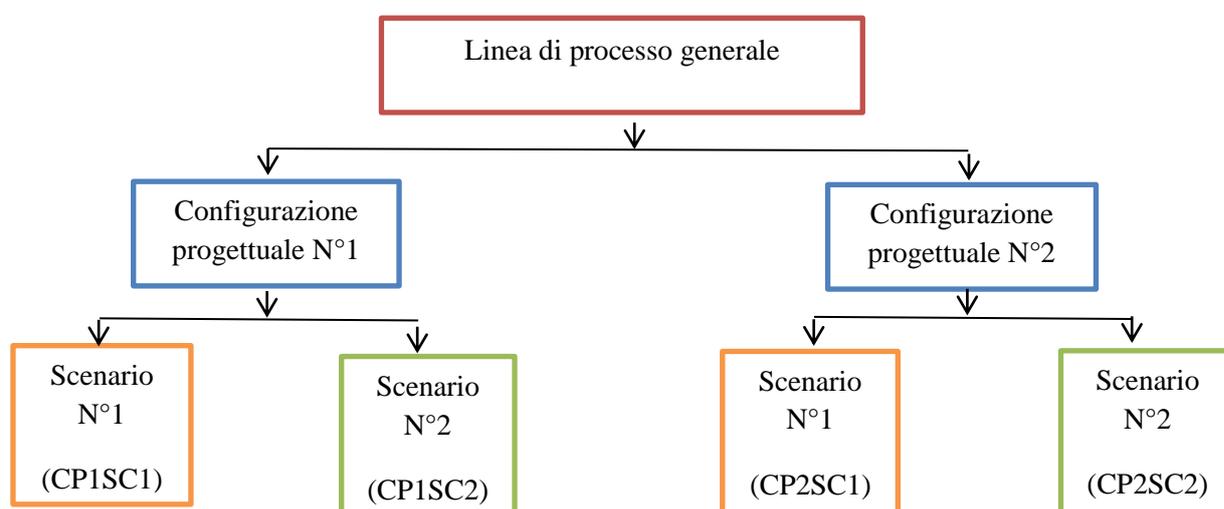


Figura 10 Schematizzazione della linea d'analisi seguita.

### 4.3 ASSUNZIONI DI VARIABILI/CONDIZIONI DI PROCESSO

1. Il processo tecnologico è all'interno del perimetro dell'impianto di trattamento delle acque reflue;
2. Poiché la Direttiva all'Articolo 2 definisce bioliquido come “*combustibili liquidi per scopi energetici diversi dal trasporto, compresi l'elettricità, il riscaldamento ed il raffreddamento, prodotti a partire dalla biomassa*” (si veda Paragrafo 3.1) e poiché il syngas e il bio-olio prodotti confluiscono in un motore a combustione interna per produrre elettricità, riscaldamento e raffrescamento partendo da biomassa, si considera bioliquido la somma delle quantità di bio-olio e syngas;
3. Coerentemente con l'assunzione numero 2, nella procedura di allocazione per il calcolo della riduzione delle emissioni, le frazioni del bio-olio e del syngas vengono considerate unite;
4. Il flusso totale in ingresso nei confini del sistema è regolato in base al flusso necessario al funzionamento del TCR300®;
5. La configurazione progettuale N°1 si trova a valle di una linea di trattamento fanghi priva di digestione anaerobica e di post-ispessitore;
6. Le vasche di pre- e post- ispessimento sono aperte;
7. Nel pre-ispessitore l'ambiente viene considerato potenzialmente anaerobico, dunque le emissioni di metano avvengono a pelo libero;
8. Le emissioni di metano dal pre-ispessitore vengono calcolate in base alla sua massima solubilità in acqua;
9. Fino ad una percentuale del 6% in peso secco la densità del fango viene considerata pari a quella dell'acqua;
10. Vengono considerate nulle le perdite secche di carbonio, azoto, fosforo e ceneri nel pre- e post-ispessitore e nel digestore anaerobico;
11. La cinetica di produzione a condizioni standard dell'ossido di diazoto viene assunta pari a 0,0001 mg/l/d;
12. Il digestore anaerobico è considerato stagno e a flusso continuo;
13. Viene considerato pari al 4% il peso secco del flusso uscente dalla digestione;
14. La rimozione del surnatante nel digestore anaerobico è considerata del 5%;
15. La domanda termica specifica del digestore viene assunta di circa 29 kWh/m<sup>3</sup> in base alla differenza di temperatura esterna ed interna;

16. Tutto il biogas prodotto viene impiegato in un boiler per produrre calore utilizzato per scaldare il digestore;
17. Il digestore necessita, per essere scaldato, anche della fornitura di gas metano;
18. La resa del boiler è stata considerata dell'85%;
19. È stata assunta una continuità d'impianto tra il digestore e il post-ispessitore per stimare in termini cautelativi l'emissione da quest'ultimo, anche se la temperatura dei fanghi nel post-ispessitore è inferiore rispetto a quella del digestore;
20. Le perdite secche di carbonio, azoto, fosforo e delle ceneri nella centrifuga sono considerate dell'1%, dovute ad adesione;
21. L'essiccatore necessita sia di energia elettrica che di gas naturale per il suo funzionamento;
22. È stato assunto un consumo termico specifico dell'essiccatore pari a 0,18 kWt/kg in ingresso, mentre quello elettrico pari a 0,032 kWe/kg in ingresso;
23. Nell'essiccatore sono state considerate perdite secche del 2%;
24. Le emissioni dovute all'essiccamento sono state assunte pari alla massima solubilità di metano e anidride carbonica in acqua;
25. Viene assunto che lo stoccaggio del materiale disidratato avvenga in ambiente aperto;
26. Il consumo energetico del TCR300<sup>®</sup> è stato calcolato dal consumo energetico del TCR30<sup>®</sup> (noto);
27. È stato assunto il consumo di sola energia elettrica da parte del TCR300<sup>®</sup>;
28. Vengono considerate nulle le perdite di materiale secco e le emissioni dovute al TCR300<sup>®</sup>;
29. Viene assunto un consumo pari a 0,001333 kg/kWh di olio lubrificante nella CHP;
30. Al fine del bilancio energetico la totalità di bio-olio e syngas prodotta viene impiegata nella cogenerazione;
31. È stata assunta una distanza di 100 m coperta con il trasporto in coclea ed una efficienza del 75% per quest'ultima;
32. Al fine del calcolo delle emissioni sono state considerate biogenetiche le emissioni di CO<sub>2</sub> derivanti dall'essiccatore nonché quelle di CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O dello stoccaggio;
33. Al fine del calcolo delle emissioni il biochar può andare incontro a combustione o essere considerato come prodotto spendibile sul mercato, l'uso come combustibile solido è considerato prevalente;

34. L'acqua che viene eliminata dal flusso dei fanghi tramite processi tecnologici viene rimandata in terna all'impianto di trattamento delle acque reflue;
35. Nel calcolo del bilancio di massa di tutte le configurazioni processuali considerate, le ceneri in uscita dal sistema sono contenute all'interno del biochar;

#### 4.4 STRUMENTO DI CALCOLO: BIOGRACE I

'BioGrace', acronimo di "*Biofuel Greenhouse gas emissions: Alignment of Calculations in Europe*", è un progetto finanziato dall'Unione Europea che mira ad armonizzare la metodologia di calcolo per le emissioni di gas ad effetto serra (*European Biofuels Technology Platform*, 2012). Inizialmente è stato sviluppato il progetto 'BioGrace I', strumento in grado di calcolare la diminuzione delle emissioni relative ad un biocarburante o bioliquido rispetto al combustibile fossile di riferimento. Il concetto di *Life Cycle Thinking* (LCT) è alla base di questo strumento e la metodologia di calcolo adottata segue quella definita dalla *Renewable Energy Directive* (RED). In seguito l'*Intelligent Energy Europe* (IEE) ha deciso di finanziare un secondo progetto, 'BioGrace II', dal 2012 al 2015. L'obiettivo finale è quello di armonizzare, a livello europeo, i calcoli delle emissioni di gas ad effetto serra per la bio-energia. Nello specifico si voleva sviluppare e diffondere uno strumento di calcolo in grado di misurare i risparmi di gas serra derivanti dall'uso di biomassa per produrre energia elettrica e calore. In questo lavoro di ricerca si è utilizzato lo strumento 'BioGrace I' per la valutazione delle emissioni imputabili al bioliquido prodotto attraverso il *Thermo Catalytic Reforming*<sup>®</sup>. Come già accennato, il modello 'BioGrace' è basato sulla *Renewable Energy Directive* (2009/28/CE) e dunque sulla metodologia di calcolo<sup>5</sup> da essa definita (Figura 11).

---

<sup>5</sup> Metodologia esposta al Capitolo 3

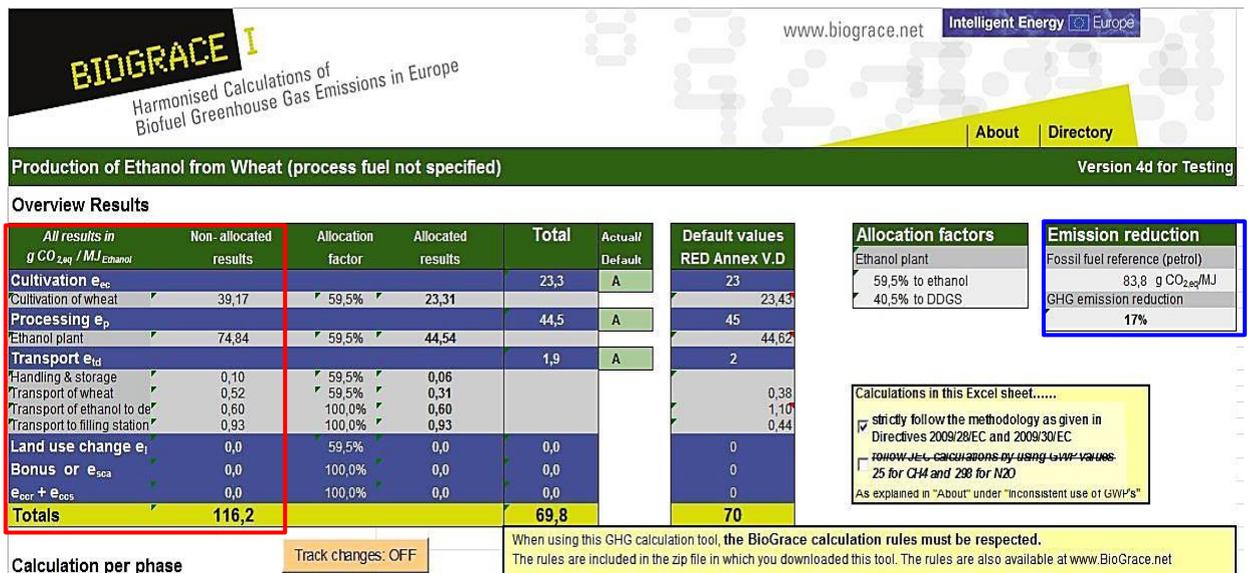


Figura 11 Esempio di calcolo di riduzione delle emissioni di etanolo da grano con 'BioGrace I Excel tool'.

In Figura 11 troviamo gli elementi previsti dalla Direttiva. Vengono evidenziati in rosso i fattori di emissione relativi al processo, previsti all'Allegato V della RED. Indicata in blu troviamo la riduzione delle emissioni del biofuel, in questo caso l'etanolo, rispetto al combustibile fossile di riferimento, la benzina nel caso.

'BioGrace' fornisce un elenco dei valori standard che vengono utilizzati all'interno dei calcoli. Inoltre ha sviluppato uno strumento di calcolo su foglio Microsoft Excel in grado di calcolare la diminuzione delle emissioni di GHG del biocarburante rispetto al combustibile fossile di riferimento. All'interno di questo strumento sono già presenti i calcoli per i valori di default dei 22 biocarburanti presenti nella Direttiva (BioGrace, 2012). È possibile dunque per gli utenti, calcolare il valore effettivo delle emissioni relative al prodotto che stanno valutando. Questo strumento di calcolo è progettato per essere "user-friendly", ossia gli utenti possono inserire i loro valori in un modello preimpostato, che è regolato per caratteristiche produttive locali (BioGrace, 2012).

'BioGrace GHG calculation tool', come anticipato, è costituito da diversi elementi, quali la lista dei valori standard, la lista dei valori standard addizionali, i fogli di calcolo Excel, le regole di calcolo ed il manuale utente (BioGrace, 2012).

I valori standard vengono definiti come numeri costanti che non possono essere influenzati dall'utente che sta eseguendo i calcoli. I valori standard includono: I) fattori di conversione, II) potere calorifico inferiore di diversi materiali, III) l'efficienza dell'utilizzo di carburante in camion e navi, IV) valori tipici di emissione di mezzi e motori. Per gli

utenti è possibile utilizzare valori standard definiti da loro stessi, chiamati ‘user defined standard value’ (BioGrace, 2012). La lista di valori standard utilizzati in BioGrace contiene valori derivanti dal database ‘E3Database’, ossia gli stessi che il *Joint Research Centre* (JRC) ha utilizzato per il calcolo dei valori di default presenti nell’allegato V della RED (BioGrace, 2012). La lista dei valori standard addizionali nasce dalla necessità di fornire standard per tutti quegli input che non sono compresi nei valori di default della Direttiva. Questi valori supplementari sono disponibili sul sito di BioGrace e possono essere utilizzati secondo le regole di calcolo (BioGrace, 2012).

Grazie alla Decisione di esecuzione della Commissione Europea del 30 Maggio 2013 (2013/256/EU), la versione ‘4c-public BioGrace I GHG calculation tool’ è stata riconosciuta come strumento volontario di certificazione della sostenibilità. La Decisione 2013/256/EU è entrata in vigore il 21 Giugno 2013 e rimarrà valida per un periodo di cinque anni. A seguito di questo riconoscimento, gli operatori possono utilizzare ‘BioGrace I’ per calcolare le emissioni di GHG prodotti da biocarburanti e bioliquidi, al fine di soddisfare i criteri di sostenibilità previsti sia dalla *Renewable Energy Directive*, sia della Direttiva 98/70/CE sulla qualità di benzina e diesel (e biocarburanti a seguito della Direttiva 2009/30/CE).

### 5.1 ANALISI D'INVENTARIO

Il raggiungimento degli scopi stabiliti in questo lavoro di tesi ha richiesto una prolungata e dettagliata fase di raccolta dati. Il reperimento di quest'ultimi è avvenuto soprattutto grazie ad una attenta ricerca bibliografica in letteratura recente. Alcuni dati sono stati forniti dalla direzione del depuratore delle acque reflue urbane di Rimini Santa Giustina. L'Istituto di ricerca tedesco *Fraunhofer Institute for Environmental Safety and Energy Technology, UMSICHT*, ha fornito dati riguardanti il *Thermo Catalytic Reforming TCR*<sup>®</sup>. Infine, per alcuni dati, è stato necessario fare delle assunzioni.

I dati ottenuti sono stati utilizzati per il calcolo del bilancio energetico e di massa delle diverse configurazioni di processo. Nel foglio di calcolo 'BioGrace I Excel tool' sono stati inseriti sia i dati, sia il risultato dell'elaborazione di tali dati.

In Appendice A viene inserita la tabella completa dei dati utilizzati, si rimanda inoltre alla lista di valori standard inclusa in 'BioGrace I'.

## 5.2 SCENARI E CONFINI DEL SISTEMA

### 5.2.1 *Linea di processo generale*

Per linea di processo generale si intende un processo di trattamento dei fanghi derivanti dalla depurazione delle acque, comprendente la stabilizzazione anaerobica degli stessi, con annesso processo di recupero energetico dei fanghi essiccati per mezzo della pirolisi termo-catalitica. Dalla linea di processo generale, di seguito descritta, derivano le altre configurazioni di processo definite e considerate in questo lavoro di ricerca.

Seguendo la metodologia LCA, viene definita una unità funzionale di 40000 kg/h all'1% di peso secco, in uscita dal sedimentatore secondario, per consentire un'alimentazione sufficiente al funzionamento del TCR<sup>®</sup> 300. La linea di processo generale che è stata costruita è rappresentata in Figura 13. La sua struttura è basata su quella del depuratore delle acque reflue urbane di Rimini Santa Giustina (44° 4' 4" Nord, 12° 29' 6" Est), di cui, in particolare, si considera la linea di trattamento fanghi.

Il fango secondario viene trasferito per gravità al pre-ispessitore di tipo dinamico. Quest'ultimo è costituito da una vasca circolare aperta di 2880 m<sup>3</sup> di volume, provvisto di un ponte raschiatore circolante a trazione periferica. In questo punto della filiera la fermentazione non è ancora attiva. Si considera l'ambiente potenzialmente anaerobico; di conseguenza vengono valutate emissioni di metano e ossido di diazoto da pelo libero dell'acqua. Il materiale in uscita dal pre-ispessitore non è palabile. Viene dunque trasferito alla digestione anaerobica tramite sistema di pompaggio. Il digestore è di tipo continuo ed ha un volume di 9600 m<sup>3</sup>. La digestione è mesofila con tempo di ritenzione idraulica (HRT) di 25 giorni e temperatura di 37°C. La resa nella produzione di biogas è assunta attorno al 20% della sostanza secca relativa al fango, con un contenuto in metano del 65%. Il biogas prodotto viene impiegato in un boiler per la produzione di calore. Il calore ottenuto dal boiler viene impiegato per riscaldare il digestore. Risulta comunque necessaria l'aggiunta di gas naturale per soddisfare il consumo termico del digestore. Il materiale digerito viene pompato nel post-ispessitore., la cui struttura ingegneristica è congruente a quella del pre-ispessitore. Varia il volume della vasca, data la minor quantità di materiale da trattare. All'interno del post-ispessitore il materiale digerito continua la fermentazione. Considerando la diminuzione progressiva della temperatura

dei fanghi, si attivano ceppi di batteri psicrofili. La produzione di gas da parte di questi è più lenta ed inferiore rispetto ai mesofili.

Il materiale ispessito viene trasportato tramite coclea ai processi di disidratazione. La disidratazione del materiale avviene tramite due processi tecnologici. Il primo è una disidratazione di tipo meccanico costituito da un decanter, funzionante tramite tamburo e coclea. Risulta necessaria l'aggiunta di un polimero flocculante, poli-alchil ammidico anionico, con una diluizione del 5%. Grazie a questa disidratazione il fango raggiunge il 25% di peso secco. La natura del materiale risulta quindi palabile. Viene trasportato tramite coclea al secondo step di disidratazione, rappresentato da un essiccatore a pale a riscaldamento indiretto. Tale sistema necessita per il suo funzionamento, sia di energia elettrica che di gas naturale. Una volta raggiunto il 90% di peso secco il materiale viene stoccato. Lo stoccaggio avviene in un sito aperto. Questo comporta il rilascio di quantitativi di GHG. La necessità di stoccare il materiale disidratato nasce dalle esigenze gestionali del processo. Attraverso una coclea, il materiale passa dallo stoccaggio al *Thermo-Catalytic Reforming* (TCR<sup>®</sup>) (Figura 12). Il funzionamento di questa tecnologia è stato già trattato al Capitolo 2.

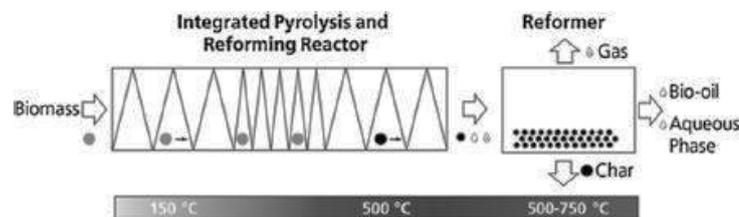


Figura 12 Schematizzazione del TCR<sup>®</sup> (Neumann et al., 2014).

Dal funzionamento del reattore si ottengono tre prodotti: il bio-olio, il syngas e il bio-char. Il syngas e il bio-olio vengono convogliati in un sistema di cogenerazione. Tramite questo avviene la produzione di calore ed energia elettrica. Le rese produttive per i due sono rispettivamente, del 50 e 36%. Il char può avere, invece, destini differenti. L'impiego più auspicabile e il più diffuso per questo prodotto è come combustibile solido. In questo caso a valle del TCR<sup>®</sup>, in processi di combustione atti alla produzione di calore necessario ai reattori.

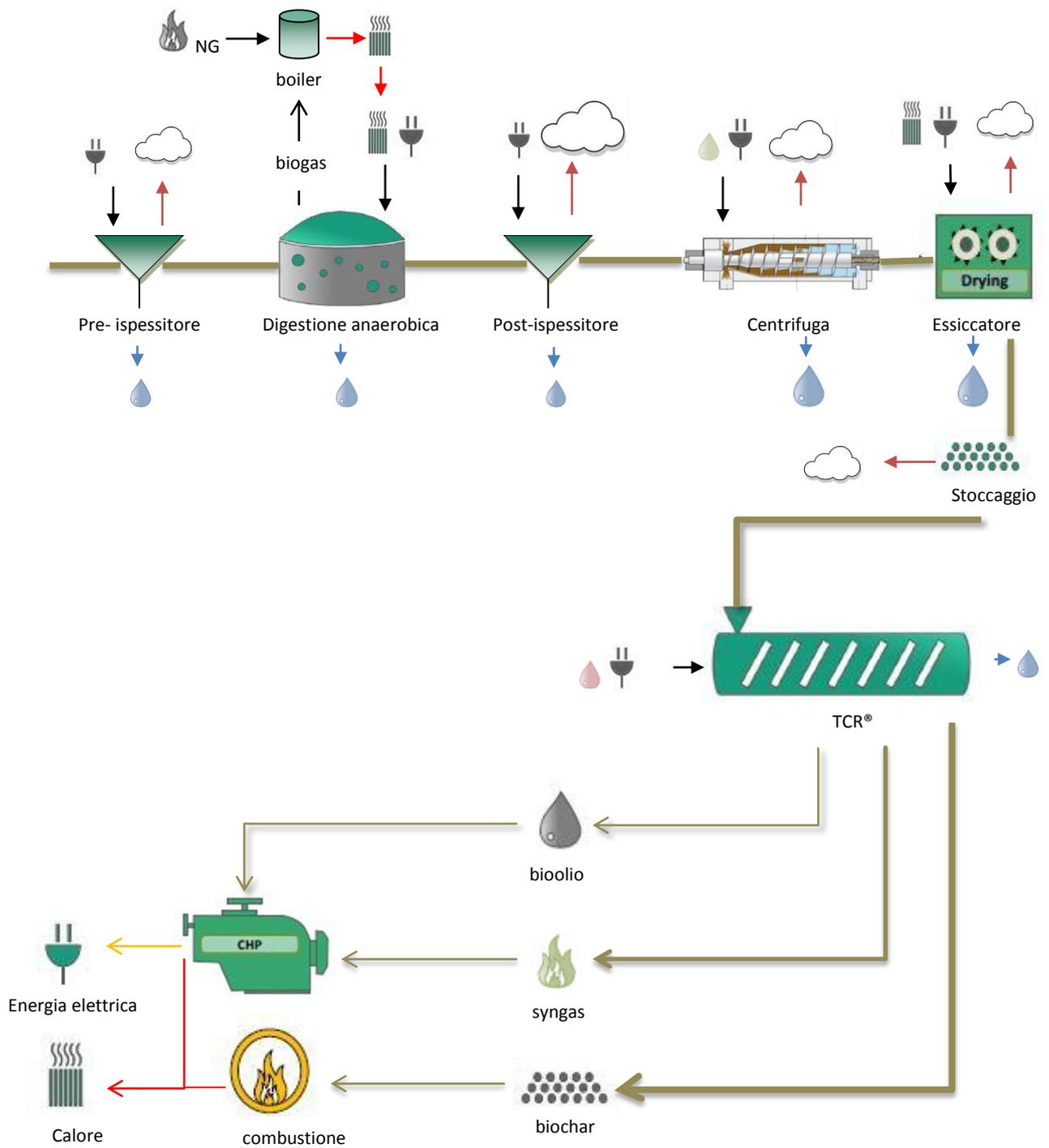
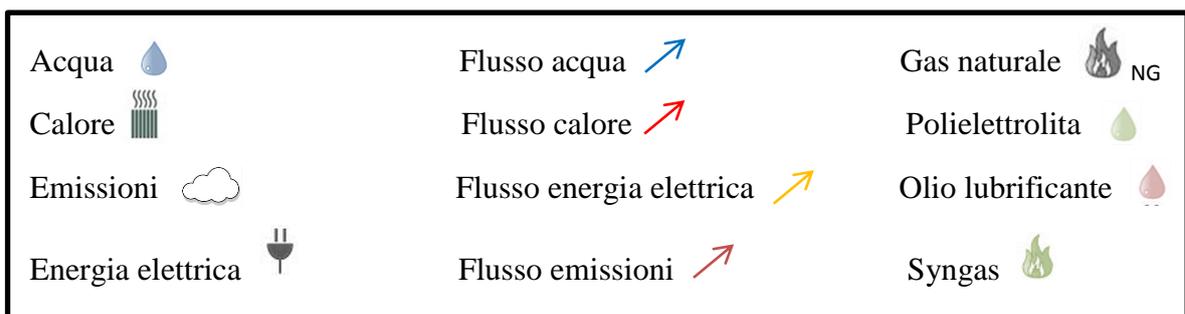


Figura 13 Schematizzazione della linea di processo generale.

Di seguito viene riportata la legenda di riferimento alle Figure numero 13, 14 e 15.



### 5.2.2 Configurazione Progettuale N°1

La struttura della prima configurazione progettuale (Figura 14) è definita sulla base di due considerazioni essenziali. Ossia, in questo caso, la depurazione delle acque viene considerata come processo comunque attuato; inoltre i fanghi residui prodotti da questo trattamento rappresentano una materia prima, la quale può essere utilizzata nel TCR<sup>®</sup>. Pertanto i confini del sistema includono il processo di essiccazione, di stoccaggio del materiale e il *Thermo-Catalytic Reforming* (TCR<sup>®</sup>). Per completezza nella schematizzazione sottostante sono inseriti i processi di cogenerazione e di combustione. Essi vengono infatti considerati al fine del calcolo del bilancio di massa ed energia. Il destino del biochar verrà definito e valutato tramite gli scenari attribuiti alle configurazioni progettuali. La valutazione della riduzione delle emissioni, ai sensi della Direttiva Europea sulle energie rinnovabili, è relativa al solo bioliquido.

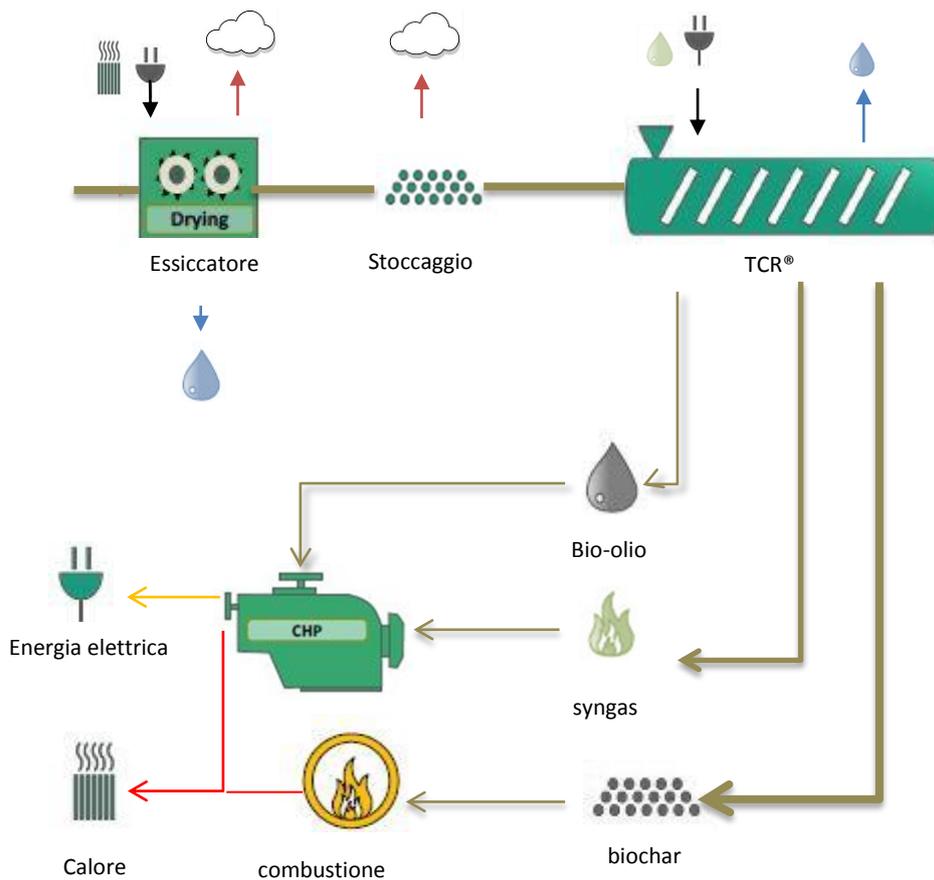


Figura 14 Schematizzazione relativa alla configurazione progettuale N°1.

### 5.2.3 Configurazione Progettuale N°2

Al fine di valutare l'autosufficienza di una linea di trattamento fanghi tramite l'utilizzo energetico dei prodotti generati dal TCR<sup>®</sup>, viene definita la configurazione progettuale N°2. Si vuole valutare inoltre, come per la prima configurazione, la riduzione delle emissioni imputabile al bioliquido prodotto dal TCR<sup>®</sup>, ai sensi della Direttiva Europea sulle energie rinnovabili.

La definizione della seconda configurazione progettuale (Figura 15) deriva da un presupposto sostanziale. Ovvero che si intende sfruttare i trattamenti di depurazione delle acque reflue urbane per ottenere del materiale organico funzionale al processo di *Thermo-Catalytic Reforming* (TCR<sup>®</sup>). Questa condizione comporta un ampliamento dei confini del sistema rispetto alla prima configurazione progettuale. Vengono inseriti pre-spessitore dinamico e centrifuga a coclea in aggiunta ai processi tecnologici considerati nella configurazione precedente. Per completezza nella schematizzazione sottostante sono inseriti i processi di cogenerazione e di combustione. Essi vengono infatti considerati al fine del calcolo del bilancio di massa ed energia. Il destino del biochar verrà definito e valutato tramite gli scenari attribuiti alle configurazioni progettuali. La valutazione della riduzione delle emissioni, ai sensi della Direttiva Europea sulle energie rinnovabili, è relativa al solo bioliquido.

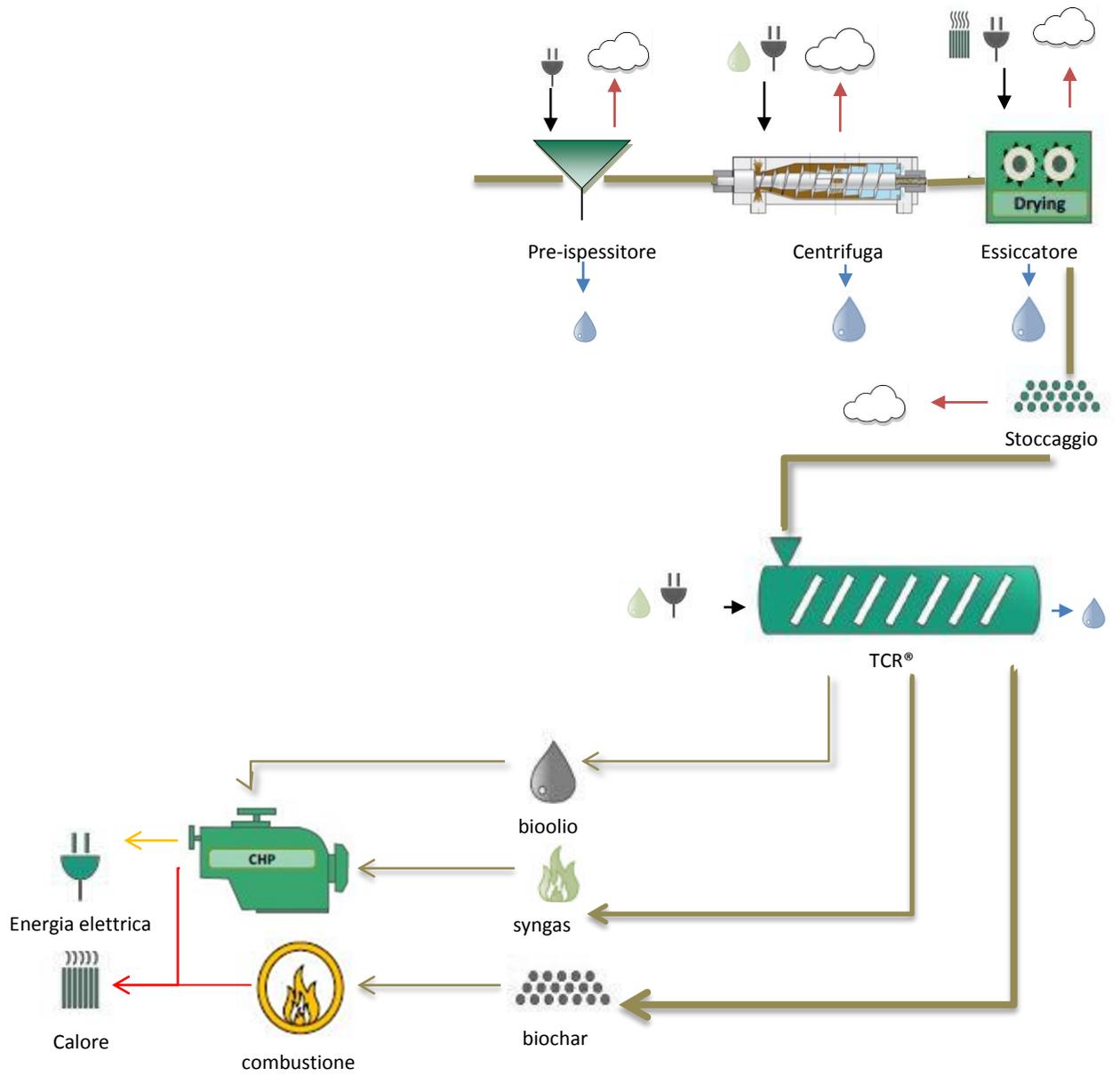


Figura 15 Schematizzazione della configurazione progettuale N°2.

### 5.2.4 Scenario N°1

Nel primo scenario il biochar viene considerato come un prodotto spendibile in sostituzione di altri prodotti e servizi equiparabili generati con l'utilizzo di combustibili fossili. Al fine del calcolo della riduzione emissiva del bioliquido rispetto al riferimento fossile, questo comporta una riduzione delle emissioni. Ciò avviene perché vengono considerate come negative le 'emissioni evitate' per la produzione dei prodotti e servizi di origine fossile. Nella legislazione vigente questo processo viene definito come emissioni derivanti da *cattura e sostituzione del carbonio* ( $e_{ccr}$ ). Si considera, appunto, che durante la produzione del bioliquido si abbia la formazione di un sottoprodotto, in questo caso il biochar, e che il carbonio emissivo imputabile ad esso venga 'catturato' in sostituzione di quello teoricamente emesso dalla produzione di un prodotto surrogato di quest'ultimo.

La regola 15 all'allegato V della Direttiva Europea 2009/28/CE riporta, infatti:

15. *La riduzione di emissioni da cattura e sostituzione del carbonio,  $e_{ccr}$ , è limitata alle emissioni evitate grazie alla cattura della  $CO_2$  il cui carbonio proviene dalla biomassa e che viene usato in sostituzione della  $CO_2$  derivata da carburanti fossili utilizzata in prodotti e servizi commerciali.*

La metodologia per il calcolo dello "share" emissivo del bioliquido rispetto al combustibile fossile, riporta, all'allegato V della Direttiva Europea 2009/28/CE, il valore dell'indice  $e_{ccr}$  in sottrazione alle emissioni totali:

$$C) E = e_{ec} + e_l + e_p + e_{td} + e_u - e_{sca} - e_{ccs} - e_{ccr} + e_{ee}^6$$

### 5.2.5 Scenario N°2

Il secondo scenario applicativo considerato valuta l'impiego del biochar prodotto nella generazione di energia termica tramite incenerimento. L'energia termica prodotta verrà reimpiegata nell'impianto, più precisamente per il trattamento di essiccazione. Questo comporta una diminuzione dei consumi energetici impiantistici e, conseguentemente, anche delle emissioni imputabili a quest'ultimi.

---

<sup>6</sup> Metodologia di calcolo completa trattata al Paragrafo 3.1

I **risultati** verranno presentati secondo le linee di processo e gli scenari descritti nel Capitolo precedente.

Per quanto riguarda i **bilanci di energia e materia** i dati ottenuti realizzando l'inventario sono stati inseriti in un diagramma di flusso, rappresentante la linea di processo in esame, realizzato attraverso fogli di calcolo Microsoft Excel. L'elaborazione dei dati ha permesso di giungere alla compilazione del bilancio sia energetico che di massa.

La **valutazione della riduzione delle emissioni** del bioliquido rispetto al combustibile fossile di riferimento, ai sensi della RED, ha portato a dei risultati comuni per tutte le configurazioni e scenari valutati.

In primo luogo le emissioni imputabili al bioliquido sono state confrontate con quelle relative alla benzina, ossia 91,00 gCO<sub>2,eq</sub>/MJ, valore definito all'allegato V della Direttiva Europea 28/2009/CE.

Sono stati inoltre calcolati i fattori di allocazione delle emissioni (TABELLA 1) relativi al bioliquido e al biochar.

Tabella 1 Fattori di allocazione.

Allocation factors	
Thermo Catalytic Reforming	
57,3%	to bioliquid
42,7%	to biochar

Tali fattori sono stati determinati sulla base del contenuto energetico rispettivamente del bioliquido e del biochar. In Tabella 2 viene riportato un esempio di allocazione relativo alla configurazione progettuale N°1 e al rispettivo scenario N°1.

Tabella 2 Esempio allocazione (relativo a CP1CS1).

Allocation over main- and co-product	Total emission before allocation:		g CO <sub>2,eq</sub> / MJ <sub>biofuel</sub>	96,60
	Emissions up to and including this process step:		97 g CO <sub>2,eq</sub> / MJ <sub>biofuel</sub>	
Main product: Biofuel		1.859 MJ	55 g CO <sub>2,eq</sub> / MJ <sub>biofuel</sub>	
Co-product: Biochar	ton	0,74 1.383 MJ	41 g CO <sub>2,eq</sub> / MJ <sub>biofuel</sub>	
	Total:	3.243 MJ		
Total emission after allocation:			g CO <sub>2,eq</sub> / MJ <sub>biofuel</sub>	55,39

In questo caso le emissioni relative al biofuel prima dell'allocazione sono circa 97,60 gCO<sub>2,eq</sub>/MJ. Rapportando la quantità di energia relativa al bioliquido e al biochar alla to-

talità delle emissioni risulta che dei 97,60 gCO<sub>2eq</sub>/MJ solo 55,39 sono imputabili al bio-liquido, i restanti 41,21 risultano dipendenti dalla co-produzione del biochar.

### 5.3 LINEA DI PROCESSO GENERALE

#### ► BILANCIO DI MASSA

Per quanto riguarda la linea di processo generale il bilancio di massa è stato effettuato sia per tutte le componenti tecnologiche sia per l'intera linea di processo. Si è giunti a calcolare il bilancio seguendo la relazione che intercorre tra i flussi entranti e uscenti di una certa grandezza fisica, riferendosi ad un intervallo di tempo ed un dato volume che contiene il sistema fisico in esame.

Per le singole tecnologie utilizzate nella linea di processo i rispettivi bilanci di massa, risultano chiusi.

Per quanto riguarda l'intera linea di processo, il bilancio è stato calcolato considerando i flussi entranti ed uscenti dai confini del sistema.

Di seguito viene riportato (Tabella 3) il valore del bilancio totale, espresso in kg/h, dell'intera linea di processo generale unitamente alla tabella contenente i dati utilizzati per calcolarlo.

Tabella 3 Bilancio di massa relativo alla linea di processo generale.

INPUT			EMISSIONI E PERDITE			OUTPUT			
			EMISSIONI						
fango secondario	40000	kg/h	pre-ispessitore	9,65E-05	kg/h	syngas	78,54	kg/h	
polielettrolita	0,05	kg/h	post-ispessitore	1,77	kg/h	bio-oil	17,07	kg/h	
olio lubrificante	0,26	kg/h	centrifuga	0,38	kg/h	biochar	170,74	kg/h	
			essiccatore	1,39	kg/h	acqua	39641,21	kg/h	
			stoccaggio	4,67E-04	kg/h	biogas	79,69	kg/h	
			PERDITE di SECCO						
			centrifuga	3,20	kg/h				
			essiccatore	6,30	kg/h				
			fughe di materiale indeterminate	0,02	kg/h				
<b>TOTALE</b>	<b>40000,32</b>	<b>kg/h</b>	<b>TOTALE</b>	<b>13,06</b>	<b>kg/h</b>	<b>TOTALE</b>	<b>39987,26</b>	<b>kg/h</b>	<b>0,00</b>

Considerando i valori di bilancio ottenuti, sia per le diverse tecnologie che per l'intero sistema è possibile ritenere chiusi i rispettivi bilanci di massa.

► BILANCIO DI ENERGIA

La compilazione del bilancio energetico è avvenuta tramite il calcolo dell'energia producibile attraverso l'utilizzo dei prodotti generati dal TCR® e l'energia richiesta per il funzionamento dalla linea di trattamento. Il calcolo è stato effettuato per l'intera conformazione processuale sia per quanto riguarda l'energia elettrica che l'energia termica.

Come riportato da assunzione, si considera che oggi giorno il biochar venga principalmente utilizzato per produrre energia tramite combustione, nel bilancio energetico relativo alla linea di processo generale viene considerata la quota di energia termica derivante da questa operazione.

Vengono riportati di seguito i risultati e le tabelle riguardanti il consumo e la produzione energetica della complessiva configurazione progettuale.

Consumo energetico (Tabella 4):

Tabella 4 Input energia relativo alla linea di processo generale.

ENERGIA TERMICA			ENERGIA ELETTRICA				
digestione anaerobica	552,83	kWht	pre-ispessitore	1,10	kWhe		
essiccatore	223,26	kWht	digestione anaerobica	61,44	kWhe		
			post-ispessitore	0,36	kWhe		
			centrifuga	9,25	kWhe		
			essiccatore	40,32	kWhe		
			TCR	135,00	kWhe		
			codlea1	3,88	kWhe		
			codlea2	0,92	kWhe		
			codlea3	0,25	kWhe		
			codlea4	0,25	kWhe		
			pompa n.2	6,40	kWhe		
<b>TOTALE</b>	776,09	kWht	<b>TOTALE</b>	259,16	kWhe	<b>TOTALE</b>	
						1035,25	kWh

Produzione energetica (Tabella 5):

Tabella 5 Output di energia relativo alla linea di processo generale.

ENERGIA TERMICA				ENERGIA ELETTRICA					
<b>CHP</b>				<b>CHP</b>					
	syngas	196,35	kWht		syngas	141,37	kWhe		
	bio-oil	77,78	kWht		bio-oil	56,00	kWhe		
<b>COMBUSTORE</b>									
	biochar	346,69	kWht						
<b>DIGESTIONE ANAEROBICA</b>									
	biogas	330,52	kWht						
<b>TOTALE</b>		951,35	kWht	<b>TOTALE</b>		197,37	kWhe	1148,72	kWh

La produzione di energia termica è tale da soddisfare completamente la richiesta di calore. Vengono generati 951,65 kWht al fronte delle richieste energetiche effettuate dall'essiccatore, per 223,26 kWht e dal digestore anaerobico per 552,83 kWht. Risulta quindi un surplus di energia termica pari a 175,56 kWht. Grazie alla generazione di energia elettrica, è possibile soddisfare il fabbisogno elettrico del pre-ispessitore, del digestore anaerobico, del post-ispessitore, della centrifuga, dell'essiccatore, del trasporto interno e, in parte, del TCR<sup>®</sup>.

Nel caso in cui non sia possibile impiegare il biochar nella combustione, la produzione di energia da parte del sistema è la seguente (Tabella 6):

Tabella 6 Output di energia relativo alla linea di processo generale senza combustione di biochar.

ENERGIA TERMICA				ENERGIA ELETTRICA					
<b>CHP</b>				<b>CHP</b>					
	syngas	196,35	kWht		syngas	141,37	kWhe		
	bio-oil	77,78	kWht		bio-oil	56,00	kWhe		
<b>DIGESTIONE ANAEROBICA</b>									
	biogas	330,52	kWht						
<b>TOTALE</b>		604,65	kWht	<b>TOTALE</b>		197,37	kWhe	802,03	kWh

Nel caso in cui il biochar non venga combusto, la produzione di energia termica ammonta a 604,65 kWht. La quale non risulta sufficiente per soddisfarne il consumo da parte di entrambi gli apparati tecnologici interessati. È possibile però sopperire alla richiesta energetica del digestore e in parte a quella dell'essiccatore.

In generale si può dire che è possibile soddisfare il 122% del consumo di energia termica e circa il 76% di quello di energia elettrica. Considerando però che è stato assunto, in assenza di dati, l'utilizzo di sola energia elettrica da parte del *Thermo Catalytic Reforming*<sup>®</sup>, si può considerare sovradimensionata la richiesta di energia elettrica.

Complessivamente i consumi energetici (sia termici che elettrici) della linea di processo generale, risultano distribuiti nella maniera seguente (Figura 16).

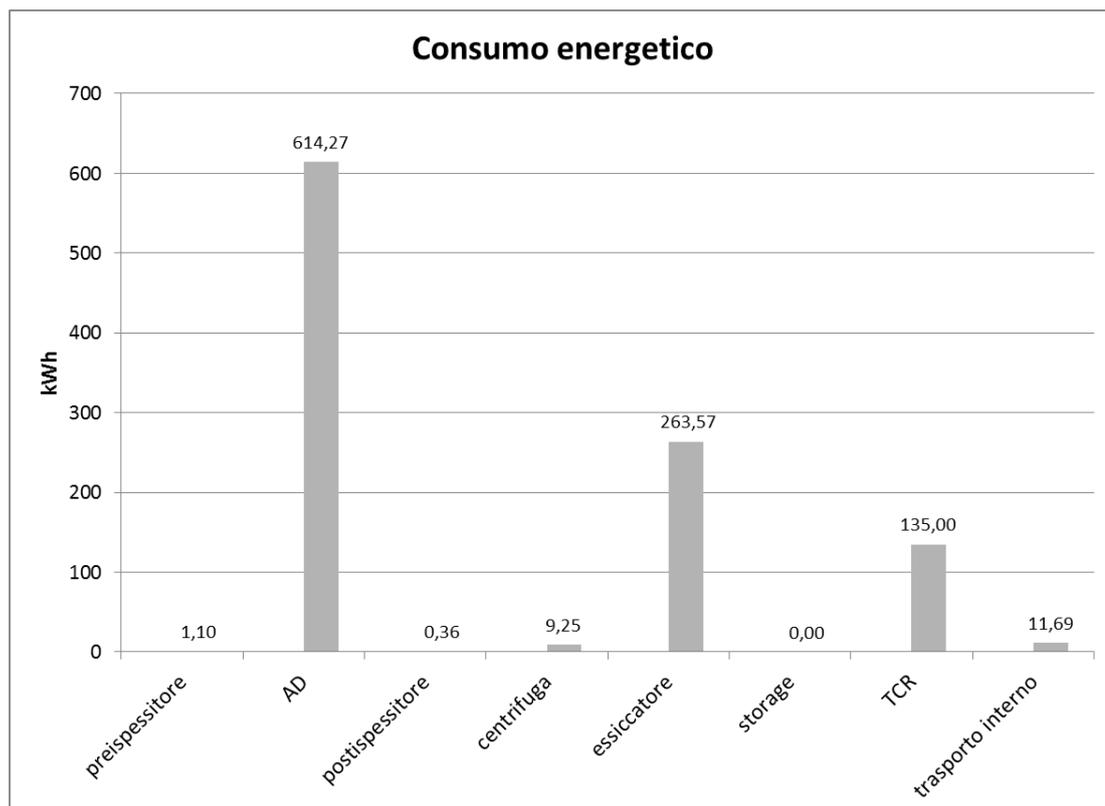


Figura 16 Consumo energetico specifico della linea di processo generale.

Risulta evidente la predominanza della digestione anaerobica, dell'essiccatore e del TCR<sup>®</sup> nella distribuzione dei consumi energetici. Bisogna considerare però che il digestore anaerobico e il *Thermo Catalytic Reforming*<sup>®</sup> hanno sì un elevato fabbisogno energetico, ma sono anche quelle tecnologie dalle quali derivano i prodotti in grado di generare energia.

## 5.4 CONFIGURAZIONE PROGETTUALE N°1

Al fine di seguire lo schema logico proposto nel Capitolo Materiali e Metodi (Figura 10), i risultati riguardanti la configurazione progettuale N°1 e N°2 verranno esposti secondo gli scenari N°1 e N°2. Il bilancio di massa che verrà riportato di seguito è da ritenere valido per entrambi gli scenari.

### ► BILANCIO DI MASSA

Il bilancio di massa per la configurazione progettuale N°1 è stato calcolato secondo gli stessi criteri applicati per la linea progettuale generale.

Per ogni tecnologia impiegata nella configurazione progettuale è stato calcolato il bilancio di massa e per ognuna di queste può essere considerato chiuso.

Viene riportato di seguito il valore del bilancio di massa riferito all'intera configurazione, determinato attraverso i valori riportati nella tabella annessa (Tabella 7).

Tabella 7 Bilancio di massa relativo alla CPI

INPUT			EMISSIONI E PERDITE			OUTPUT		
			<b>EMISSIONI</b>					
fango secondario	1186,87	kg/h	essiccatore	1,31	kg/h	syngas	73,99	kg/h
olio lubrificante	0,25	kg/h	stoccaggio	4,40E-04	kg/h	bio-oil	16,08	kg/h
			<b>PERDITE SECCHHE</b>			biochar	160,84	kg/h
			essiccatore	5,93	kg/h	acqua	928,96	kg/h
			fughe di materiale indeterminate	0,01	kg/h			
<b>TOTALE</b>	<b>1187,12</b>	<b>kg/h</b>	<b>TOTALE</b>	<b>7,26</b>	<b>kg/h</b>	<b>TOTALE</b>	<b>1179,87</b>	<b>kg/h</b>
								<b>SALDO</b>
								0,00

I bilanci di massa relativi all'intera configurazione e alle relative tecnologie impiegate sono da ritenersi chiusi.

### SCENARIO N°1

#### ► BILANCIO DI ENERGIA

Il bilancio energetico, come quello di massa, è stato svolto seguendo gli stessi criteri applicati per la linea progettuale generale.

Il calcolo è stato effettuato per l'intera conformazione processuale sia per quanto riguarda l'energia elettrica che l'energia termica.

Di seguito viene riportata la richiesta di energia da parte della linea progettuale (Tabella 8).

Tabella 8 Input di energia per la CPI

ENERGIA TERMICA			ENERGIA ELETTRICA				
essiccatore	210,31	kWht	essiccatore	37,98	kWhe		
			TCR	135,00	kWhe		
			coclea2	0,86	kWhe		
			coclea3	0,23	kWhe		
			coclea4	0,23	kWhe		
<b>TOTALE</b>	210,31	kWht	<b>TOTALE</b>	174,31	kWhe	<b>TOTALE</b>	384,62 kWh

La produzione energetica viene riportata di seguito (Tabella 9):

Tabella 9 Output di energia per CP1SC1.

SCENARIO 1									
ENERGIA TERMICA				ENERGIA ELETTRICA					
CHP				CHP					
	syngas	184,97	kWht		syngas	133,18	kWhe		
	bio-oil	73,27	kWht		bio-oil	52,76	kWhe		
<b>TOTALE</b>		258,24	kWht	<b>TOTALE</b>		185,93	kWhe	<b>TOTALE</b>	444,17 kWh

Il saldo energetico dell'intera linea, per lo scenario N°1, risulta essere pari a:

<b>SALDO SC1</b>
59,55 kWh

Il saldo del bilancio risulta essere positivo. Ricordando che, la prima configurazione progettuale è stata definita per valutare il contributo ai consumi energetici di una linea di trattamento fanghi, dei prodotti ottenuti tramite TCR<sup>®</sup>, è doveroso notare che, la produzione energetica sia termica che elettrica soddisfa e supera la richiesta di energia della configurazione esaminata.

► RIDUZIONE DELLE EMISSIONI IMPUTABILE AL BIOLIBRIDO

Seguendo le regole di calcolo imposte da 'BioGrace I Excel tool' ed assumendo i valori rispetto ai fattori di allocazione e al riferimento fossile forniti nel Paragrafo 5.2, è stato valutato uno "share" emissivo del bioliquid del 56%.

Emission reduction	
Fossil fuel reference (petrol)	91,0 g CO <sub>2,eq</sub> /MJ
GHG emission reduction	56%

Di seguito viene riportata la Tabella 10 contenente i risultati complessivi dei fattori di emissione riferiti al primo scenario della configurazione progettuale N°1, espressi in gCO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>bioliquido</sub>.

Tabella 10 Risultati complessivi dei fattori di emissione relativi a CPISCI.

All results in g CO <sub>2,eq</sub> / MJ <sub>Bioliquido</sub>	Non- allocated results	Allocation factor	Allocated results	Total
<b>Cultivation e<sub>ec</sub></b>				<b>0,0</b>
<b>Processing e<sub>p</sub></b>				<b>40,4</b>
Essiccatore	36,51	57,3%	<b>20,94</b>	
Storage	0,06	57,3%	<b>0,03</b>	
Thermo Catalytic Reforming	33,83	57,3%	<b>19,40</b>	
<b>Transport e<sub>td</sub></b>				<b>0,0</b>
Transport of biofuel to depot	0,00	100,0%	<b>0,00</b>	
Transport to filling station	0,00	100,0%	<b>0,00</b>	
<b>Land use change e<sub>l</sub></b>	<b>0,0</b>	<b>57,3%</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>
<b>Bonus or e<sub>sca</sub></b>	<b>0,0</b>	<b>100,0%</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>
<b>e<sub>ee</sub></b>	<b>0,0</b>	<b>100,0%</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>
<b>e<sub>ccr</sub> + e<sub>ccs</sub></b>	<b>0,3</b>	<b>100,0%</b>	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>
<b>Totals</b>	<b>70,1</b>			<b>40,0</b>

Si può notare come le tecnologie che necessitano di energia, nel caso dell'essiccatore sia termica che elettrica, abbiano un impatto superiore di alcuni ordini di grandezza rispetto ai passaggi non energivori, come lo stoccaggio.

## SCENARIO N°2

### ► BILANCIO DI ENERGIA

Il consumo energetico per quanto riguarda lo scenario N°2, è pari a quello riportato per lo scenario N°1 (Tabella 8). Mentre la produzione, e di conseguenza anche il saldo del bilancio, variano. Di seguito viene riportato l'ammontare della produzione energetica con annessa tabella contenente i dati utilizzati per calcolarlo (Tabella 11).

Tabella 11 Output di energia per CP1SC2.

SCENARIO 2							
ENERGIA TERMICA				ENERGIA ELETTRICA			
<b>CHP</b>				<b>CHP</b>			
	syngas	184,97	kWht		syngas	133,18	kWhe
	bio-oil	73,27	kWht		bio-oil	52,76	kWhe
<b>COMBUSTORE</b>							
	biochar	326,60	kWht				
<b>TOTALE</b>		584,84	kWht	<b>TOTALE</b>		185,93	kWhe
							<b>TOTALE</b>
							770,77 kWh

Il saldo del bilancio energetico risultante per lo scenario applicativo N°2 è il seguente:

<b>SALDO SC2</b>
386,15 kWh

Il bilancio risulta essere pienamente positivo. La linea produttiva è del tutto autosufficiente dal punto di vista energetico, inoltre c'è un surplus di produzione energetica di 396,15 kWh.

► RIDUZIONE DELLE EMISSIONI IMPUTABILE AL BIOLIBRIDO

Per il secondo scenario valgono le stesse considerazioni fatte per lo scenario applicativo N°1. La riduzione delle emissioni imputabile al bioliquido, in questo caso, ammonta al 73%:

<b>Emission reduction</b>
Fossil fuel reference (petrol)
91,0 g CO <sub>2,eq</sub> /MJ
GHG emission reduction
<b>73%</b>

In Tabella 12, sottostante, vengono riportati i risultati delle emissioni, espressi in gCO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>bioliquido</sub>, relative allo scenario in esame che hanno permesso il calcolo della riduzione delle emissioni:

Tabella 12 Risultati delle emissioni relative alla CP1SC2.

All results in g CO <sub>2,eq</sub> / MJ Bioliquido	Non- allocated results	Allocation factor	Allocated results	Total
Cultivation e <sub>ec</sub>				0,0
Processing e <sub>p</sub>				25,0
Essiccatore	9,72	57,3%	5,57	
Storage	0,06	57,3%	0,03	
Thermo Catalytic Reforming	33,83	57,3%	19,40	
Transport e <sub>td</sub>				0,0
Transport of biofuel to depot	0,00	100,0%	0,00	
Transport to filling station	0,00	100,0%	0,00	
Land use change e <sub>l</sub>	0,0	57,3%	0,0	0,0
Bonus or e <sub>sca</sub>	0,0	100,0%	0,0	0,0
e <sub>ee</sub>	0,0	100,0%	0,0	0,0
e <sub>ccr</sub> + e <sub>ccs</sub>	0,0	100,0%	0,0	0,0
<b>Totals</b>	<b>43,6</b>			<b>25,0</b>

Confrontando da un **punto di vista energetico** i due scenari, risulta evidente la discrepanza dei risultati ottenuti. Infatti, anche se per entrambi gli scenari il saldo del bilancio energetico risulta positivo, quello relativo al primo scenario è circa sei volte inferiore rispetto a quello relativo al secondo. Ciò dimostra quanto sia significativo il differente utilizzo del biochar.

Per quanto riguarda la **riduzione delle emissioni** entrambi gli scenari rispettano il limite prefissato, al massimo per il 1° Aprile 2013, del 35%. Entrambi gli scenari superano ampiamente questa soglia, anzi riescono a soddisfare quella del 50% posta dalla normativa per il 2017. È comunque evidente il peso a livello emissivo del consumo energetico. Infatti, come si può notare, le emissioni relative all'essiccatore nel secondo scenario sono inferiori di un ordine di grandezza rispetto al primo. Questo è dovuto all'utilizzo in essiccatore del calore derivante dalla combustione del biochar.

## 5.5 CONFIGURAZIONE PROGETTUALE N°2

Seguendo lo schema logico esposto nel Paragrafo 5.2 i risultati per questa configurazione progettuale, come per quella precedente, verranno esposti secondo gli scenari applicativi N°1 e N°2. Il bilancio di massa che verrà riportato di seguito è da ritenere valido per entrambi gli scenari.

### ► BILANCIO DI MASSA

La valutazione del bilancio di massa relativo alla configurazione progettuale N°2 è avvenuta secondo gli stessi criteri utilizzati per quelle precedentemente descritte.

Per ogni step tecnologico impiegato è stato realizzato il bilancio di massa (kg/h), per ognuno dei quali è risultato chiuso. Viene riportato di seguito (Tabella 13) il bilancio di massa relativo all'intera configurazione, espresso in kg/h.

Tabella 13 Bilancio di massa relativo alla CP2.

INPUT			EMISSIONI E PERDITE			OUTPUT		
			<b>EMISSIONI</b>					
fango secondario	30000,00	kg/h	pre-ispessitore	7,24E-05	kg/h	syngas	73,99	kg/h
polielettrolita	0,04	kg/h	centrifuga	0,28	kg/h	bio-oil	16,08	kg/h
olio lubrificante	0,25	kg/h	essiccatore	1,31	kg/h	biochar	160,84	kg/h
			stoccaggio	4,40E-04	kg/h	acqua	29738,80	kg/h
			<b>PERDITE DI SECCO</b>					
			centrifuga	3,0	kg/h			
			essiccatore	5,93	kg/h			
			fughe di materiale indeterminate	0,06	kg/h			
<b>TOTALE</b>	<b>30000,29</b>	<b>kg/h</b>	<b>TOTALE</b>	<b>10,59</b>	<b>kg/h</b>	<b>TOTALE</b>	<b>29989,71</b>	<b>kg/h</b>
								<b>SALDO</b>
								0,00

## SCENARIO N°1

### ► BILANCIO DI ENERGIA

Il bilancio energetico, come quello di massa, è stato svolto seguendo gli stessi criteri applicati per la linea progettuale generale.

Il calcolo è stato effettuato per l'intera configurazione processuale sia per quanto riguarda l'energia elettrica che l'energia termica.

Viene riportato di seguito (Tabella 14) il consumo energetico totale della configurazione progettuale N°2.

Tabella 14 Input energetico richiesto dalla CP2.

ENERGIA TERMICA			ENERGIA ELETTRICA		
			pre-ispessitore	1,10	kWhe
essiccatore	210,31	kWht	centrifuga	9,25	kWhe
			essiccatore	37,98	kWhe
			TCR	135,00	kWhe
			coclea2	0,86	kWhe
			coclea3	0,23	kWhe
			coclea4	0,23	kWhe
			pompa	3,20	kWhe
<b>TOTALE</b>	210,31	kWht	<b>TOTALE</b>	187,86	kWhe
					<b>TOTALE</b>
					398,17 kWh

La produzione di energia per quanto concerne tale scenario viene riportata di seguito (Tabella 15).

Tabella 15 Output di energia della CP2SC1.

SCENARIO 1					
ENERGIA TERMICA			ENERGIA ELETTRICA		
<b>CHP</b>			<b>CHP</b>		
	syngas	184,97	kWht		syngas
				133,18	kWhe
	bio-oil	73,27	kWht		bio-oil
				52,76	kWhe
<b>TOTALE</b>		258,24	kWht	<b>TOTALE</b>	185,93
					kWhe
					<b>TOTALE</b>
					444,17 kWh

Dunque il saldo del bilancio energetico che scaturisce è il seguente:

<b>SALDO SC1</b>
46,00 kWh

Dal punto di vista energetico, in questo scenario, il sistema è autosufficiente. L'energia termica prodotta, è sufficiente per soddisfare il consumo termico della configurazione progettuale. L'energia elettrica prodotta è in grado di soddisfare la domanda di energia del pre-ispessitore, della centrifuga, dell'essiccatore, del trasporto interno e la quasi totalità di quella relativa al TCR®.

► RIDUZIONE DELLE EMISSIONI IMPUTABILE AL BIOLIBRIDO

La procedura di calcolo attuata ha permesso di valutare la riduzione delle emissioni di gas ad effetto serra per la configurazione progettuale N°1 al primo scenario, la quale è pari al 53%:

Emission reduction	
Fossil fuel reference (petrol)	91,0 g CO <sub>2,eq</sub> /MJ
GHG emission reduction	<b>53%</b>

A monte di questa percentuale ci sono i risultati relativi ai fattori di emissione, riportati nella Tabella 16 sottostante, espressi in gCO<sub>2eq</sub>/MJ<sub>bioliquido</sub>.

Tabella 16 Risultati dei fattori emissivi della CP2SC1.

All results in g CO <sub>2,eq</sub> / MJ <sub>Bioliquido</sub>	Non- allocated results	Allocation factor	Allocated results	Total
<b>Processing e<sub>p</sub></b>				<b>43,2</b>
Preispessitore	0,33	57,3%	<b>0,19</b>	
Centrifuga	4,38	57,3%	<b>2,51</b>	
Essiccatore	36,75	57,3%	<b>21,07</b>	
Storage	0,06	57,3%	<b>0,03</b>	
Thermo Catalytic Reforming	33,83	57,3%	<b>19,40</b>	
			43,20	
<b>Transport e<sub>td</sub></b>				<b>0,0</b>
Transport of biofuel to depot	0,00	100,0%	<b>0,00</b>	
Transport to filling station	0,00	100,0%	<b>0,00</b>	
<b>Land use change e<sub>l</sub></b>	<b>0,0</b>	57,3%	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>
<b>Bonus or e<sub>sca</sub></b>	<b>0,0</b>	100,0%	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>
<b>e<sub>ee</sub></b>	<b>0,0</b>	100,0%	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>
<b>e<sub>ccr</sub> + e<sub>ccs</sub></b>	<b>0,3</b>	100,0%	<b>0,3</b>	<b>0,3</b>
<b>Totals</b>	<b>75,0</b>			<b>42,9</b>

## SCENARIO N°2

### ► BILANCIO DI ENERGIA

Il consumo energetico per quanto riguarda il secondo scenario, è pari a quello riportato per il primo scenario (Tabella 14). La produzione energetica, e di conseguenza anche il saldo del bilancio, variano. Di seguito (Tabella 17) viene riportato il risultato della produzione energetica con annessa tabella.

Tabella 17 Output di energia della CP2SC2.

SCENARIO 2							
ENERGIA TERMICA				ENERGIA ELETTRICA			
<b>CHP</b>				<b>CHP</b>			
	syngas	184,97	kWht		syngas	133,18	kWhe
	bio-oil	73,27	kWht		bio-oil	52,76	kWhe
<b>COMBUSTORE</b>							
	biochar	326,60	kWht				
<b>TOTALE</b>		584,84	kWht	<b>TOTALE</b>		185,93	kWhe
						770,77	kWh

Il saldo del bilancio energetico risultante relativo a questo scenario è il seguente:

<b>SALDO SC2</b>
372,60 kWh

Il bilancio risulta positivo, dunque l'intera configurazione progettuale è energeticamente autosufficiente, inoltre c'è un surplus produttivo energetico di 372,60 kWh. In questo scenario è aumentata la produzione di energia termica mentre quella di energia elettrica rimane equivalente a quella del primo scenario. Si ha, quindi, sempre un piccolo deficit di produzione elettrica, sopperito da quella termica.

► RIDUZIONE DELLE EMISSIONI IMPUTABILE AL BIOLIBRIDO

La metodologia di calcolo seguita per determinare lo "share" emissivo relativo al secondo scenario della configurazione progettuale in esame ha portato a determinare che il bioliquido prodotto emette il 70% in meno rispetto al combustibile fossile di riferimento.

<b>Emission reduction</b>
Fossil fuel reference (petrol)
91,0 g CO <sub>2,eq</sub> /MJ
GHG emission reduction
<b>70%</b>

In Tabella 18 vengono presentati i valori dei fattori di emissione relativi alla configurazione e allo scenario in esame, espressi in gCO<sub>2,eq</sub>/MJ<sub>bioliquido</sub>, tramite i quali è stato possibile calcolare lo "share" emissivo.

Tabella 18 Risultati valori di emissione CP2SC2.

All results in g CO <sub>2,eq</sub> / MJ Bioliquido	Non- allocated results	Allocation factor	Allocated results	Total
Cultivation e <sub>ec</sub>				0,0
Processing e <sub>p</sub>				27,7
Preispessitore	0,33	57,3%	0,19	
Centrifuga	4,38	57,3%	2,51	
Essiccatore	9,72	57,3%	5,57	
Storage	0,06	57,3%	0,03	
Thermo Catalytic Reforming	33,83	57,3%	19,40	
Transport e <sub>td</sub>				0,0
Transport of biofuel to depot	0,00	100,0%	0,00	
Transport to filling station	0,00	100,0%	0,00	
Land use change e <sub>l</sub>	0,0	57,3%	0,0	0,0
Bonus or e <sub>sca</sub>	0,0	100,0%	0,0	0,0
e <sub>ee</sub>	0,0	100,0%	0,0	0,0
e <sub>ccr</sub> + e <sub>ccs</sub>	0,0	100,0%	0,0	0,0
<b>Totals</b>	<b>48,3</b>			<b>27,7</b>

Confrontando da un **punto di vista energetico**, gli scenari relativi alla seconda configurazione progettuale risulta evidente come l'utilizzo che viene fatto del biochar sia determinante. Entrambi gli scenari portano ad ottenere saldi energetici positivi anche se, quello relativo al secondo scenario, è circa 8 volte superiore rispetto a quello relativo al primo. Inoltre, in entrambi i casi, il fabbisogno di energia elettrica viene a stento soddisfatto mentre si ha una buona produzione di energia termica.

Entrambi gli scenari soddisfano il limite di legge posto dalla RED sulla **riduzione delle emissioni di GHG** imputabile a biocarburanti e bioliquidi. Infatti entrambi i valori determinati, rispettivamente 53 e 70 %, superano il 35% richiesto dalla Direttiva. Inoltre tramite l'applicazione di questi scenari è possibile ottenere un bioliquido che soddisfi i requisiti imposti dalla Direttiva per il 2017. Anche in questo caso, si può notare come l'utilizzo di energia condizioni il risultato finale. Alle tecnologie energivore sono associate, ovviamente, emissioni maggiori in entrambi gli scenari. Nel secondo scenario, tuttavia, si può notare come l'utilizzo nell'essiccatore dell'energia termica prodotta dalla combustione del biochar, ne abbassi le emissioni di un ordine di grandezza.

## 5.6 VALUTAZIONE DEI RISULTATI

L'analisi dei risultati ottenuti, per le configurazioni progettuali e gli scenari applicativi considerati, ha portato alla formulazione di alcune considerazioni.

Nella formulazione e valutazione delle predette considerazioni bisogna tener presente che le configurazioni progettuali sono state definite per perseguire obiettivi differenti, come specificato al Capitolo 4, per cui anche i rispettivi confini del sistema valutato sono differenti.

Confrontando dal **punto di vista energetico** gli scenari applicativi, per le configurazioni N°1 e N°2, risulta una significativa differenza tra i rispettivi risultati ottenuti (Tabella 19).

Tabella 19 Valori dei bilanci energetici.

	Configurazione N°1	Configurazione N°2
Scenario N°1	+59,55 kWh	+46,00 kWh
Scenario N°2	+386,15 kWh	+372,60 kWh

Per entrambe le configurazioni l'applicazione del primo scenario porta ad ottenere valori notevolmente inferiori del saldo del bilancio energetico rispetto all'applicazione del secondo scenario. La richiesta di energia è soddisfatta grazie all'impiego dei prodotti generati dal TCR<sup>®</sup> in cogenerazione e combustione. È opportuno però, considerare che nella seconda configurazione, il saldo risulta positivo grazie al surplus produttivo di energia termica, l'elevato fabbisogno di elettricità da parte della configurazione, fa sì che la produzione di quest'ultima non sia sufficiente per soddisfarlo.

Partendo dal presupposto che le configurazioni progettuali sono state definite per perseguire obiettivi diversi, risulta chiara la convenienza energetica derivante dall'attuazione del secondo scenario. È evidente, infatti, come l'utilizzo del biochar nella combustione sia energeticamente più vantaggioso rispetto ad un suo eventuale altro utilizzo.

Anche valutando i risultati dal punto di vista delle configurazioni è possibile constatare la presenza di differenze significative. La prima configurazione porta a risultati più vantaggiosi rispetto a quelli relativi alla seconda configurazione, per entrambi gli scenari

applicati. È possibile quindi concludere che, da un punto di vista energetico, è preferibile inserire la tecnologia del *Thermo Catalytic Reforming*<sup>®</sup> al termine di una linea di trattamento dei fanghi da depurazione esistente piuttosto che regolare una linea di trattamento per questa tecnologia. Inoltre l'impiego del biochar per fini energetici rende la prima configurazione energeticamente molto conveniente.

Confrontando i risultati ottenuti per le configurazioni progettuali N°1 e N°2 con quelli ottenuti per la linea di processo generale otteniamo (Figura 17):

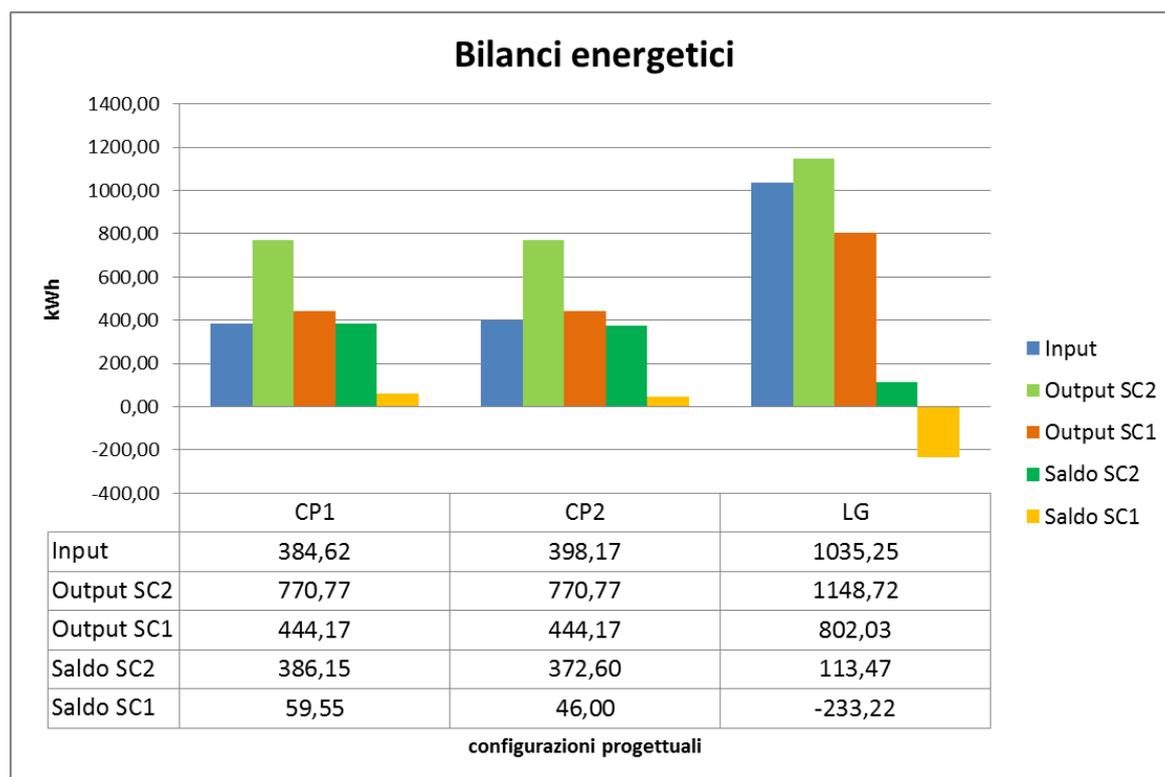


Figura 17 Istogramma dei bilanci energetici.

Per la linea di processo generale, nonostante l'utilizzo energetico del biogas, il saldo del bilancio energetico risulta negativo e molto inferiore rispetto a quello delle altre due configurazioni (Tabella 20).

Tabella 20 Valore del bilancio energetico senza combustione di biochar.

	CP1	CP2	Linea generale
Valore del bilancio energetico senza combustione di biochar	+59,55 kWh	+46,00 kWh	-233,22 kWh

Ciò è dovuto alla presenza all'interno dei confini del sistema della linea di processo generale, di strutture che necessitano di un elevato apporto energetico, come il digestore

anaerobico. Inoltre la portata dei fanghi da trattare è superiore rispetto alle altre configurazioni per cui anche i consumi energetici risultano maggiori, sebbene le quantità dei prodotti ricavati da tutte le configurazioni siano pressoché le stesse.

Non utilizzando la pirolisi termo-catalitica dei fanghi, il saldo relativo al bilancio energetico della linea di processo generale risulta pari a -305,90 kWh. Valore inferiore rispetto a quello ottenuto grazie all'utilizzo dei prodotti energetici generati dal TCR<sup>®</sup> nella linea di processo generale, sia nel caso in cui il biochar venga combusto che non (5.3 Linea di processo generale). Dunque, nonostante il saldo del bilancio sia negativo, è comunque energeticamente conveniente applicare la pirolisi termo-catalitica dei fanghi.

Anche lo studio effettuato al fine di determinare la **sostenibilità** del bioliquido prodotto attraverso il *Thermo Catalytic Reforming*<sup>®</sup> ha portato a poter prediligere una configurazione e/o uno scenario piuttosto che un altro.

In generale, è possibile affermare che in tutti i casi analizzati viene rispettato il limite del 35% di riduzione delle emissioni definito dalla Direttiva Europea sulle energie rinnovabili 2009/28/CE. La FIGURA 18 mostra i risultati ottenuti per le due configurazioni confrontati con i limiti fissati dalla Direttiva per il 2017 e il 2013, rispettivamente il 50 e il 35%. Dall'analisi dei risultati si evince, inoltre, come l'applicazione del primo scenario comporti una riduzione delle emissioni imputabile al bioliquido minore rispetto a quella del secondo scenario (Tabella 21).

Tabella 21 Valori di "share" emissivo.

	Configurazione N°1	Configurazione N°2
Scenario N°1	56%	53%
Scenario N°2	73%	70%

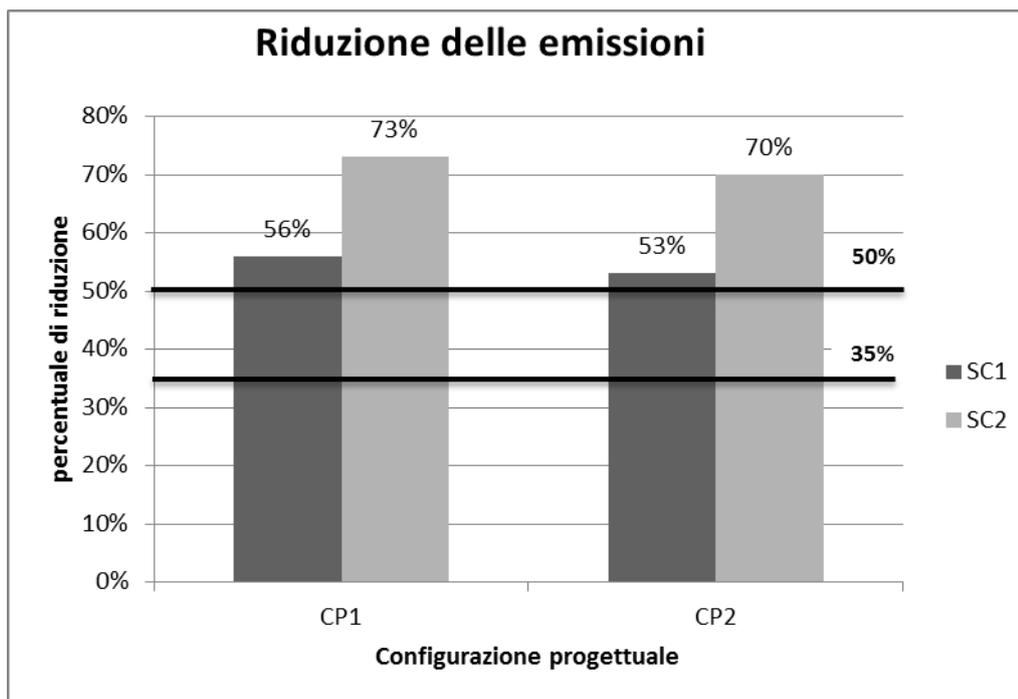


Figura 18 Istogramma di riduzione delle emissioni.

Questo porta alla conclusione per cui l'energia utilizzata all'interno del sistema abbia un peso sensibilmente maggiore rispetto alla riduzione delle emissioni imputabile alla cattura e sostituzione del carbonio.

Esaminando i risultati dalla prospettiva delle configurazioni invece, non si riscontra una significativa differenza nei risultati. Dal punto di vista delle emissioni dunque i confini del sistema analizzato incidono in minima parte sul risultato finale. Bisogna comunque considerare che le differenze tecnologiche tra la prima e la seconda configurazione, ossia il pre-ispessitore e la centrifuga, hanno emissioni e soprattutto consumi energetici, molto inferiori rispetto alle tecnologie previste in entrambe le configurazioni.

Prendendo atto delle considerazioni fatte sui risultati ottenuti, sia per quanto riguarda il settore energetico che quello della sostenibilità, è possibile avanzare l'ipotesi secondo la quale, **complessivamente**, la configurazione N°1 con l'applicazione del secondo scenario sia una valida opzione di applicazione di processi di depurazione e recupero energetico.

## DISCUSSIONE

In questa tesi è stata adottata la metodologia relativa alle emissioni del ciclo di vita della biomassa impiegata nella produzione di biocarburanti e bioliquidi, sviluppata ed imposta dalla Comunità Europea, tramite la Direttiva Europea 2009/28/CE e la relativa COM/2010/11 che ne integra le linee guida.

### 6.1 VALIDITÀ DELLA METODOLOGIA DI CONTABILITÀ DEI RISPARMI DI GAS SERRA CONTENUTA NELLA RED

Numerosi sono stati gli studi che hanno valutato la validità della metodologia europea. Alcuni di questi hanno messo in discussione alcuni punti riguardanti tale metodologia. I risultati a cui porta il calcolo previsto dalla RED, infatti, sono influenzati da alcuni fattori, quali, le condizioni locali, la struttura del sistema produttivo e i confini del sistema analizzato (Meaes *et al.*, 2014).

Una delle osservazioni individuate sia da Meaes *et al.*, (2014) che da Tufvesson *et al.*, (2013) risiede nella classificazione del substrato di partenza, più precisamente, definire se sia classificato come rifiuto o no. Entrambi gli autori ritengono infatti che, se il substrato utilizzato per la produzione del biofuel o bioliquido è classificato come rifiuto allora è necessario, secondo la metodologia LCA, considerare anche le emissioni derivanti dalla sua fase di produzione. In questo caso, infatti, il rifiuto o residuo è utilizzato come materia prima, quindi nell'ottica della valutazione del ciclo di vita, è necessario considerare anche le emissioni che comporta la sua produzione. Inoltre Meaes *et al.*, (2014) affermano che, allo stato dell'arte, i rifiuti generati durante il processo esaminato non diminuiscono il carico di carbonio del materiale prodotto. Come già affermato al Capitolo 1 l'articolo 127 del D. L. 152/06 definisce i fanghi derivanti da depurazione come sottoposti alla disciplina sui rifiuti. Per cui dovremmo considerare anche le emissioni imputabili al processo di depurazione delle acque. In questo caso lo "share" emissivo del bioliquido rispetto al combustibile fossile di riferimento si ridurrebbe notevolmente. Nel caso valutato da Tufvesson *et al.*, (2013), considerare le emissioni dovute alla produzione del prodotto che si è sostituito ha portato ad una diminuzione dello

“share” emissivo del biofuel dal 20 al 40%. Per cui è ragionevole pensare che i risultati ottenuti in questo studio possano subire un’analoga riduzione.

## 6.2 INFLUENZA DELLA DEFINIZIONE DEI CONFINI DEL SISTEMA

I risultati sono influenzati, infatti, anche dalla definizione dei confini del sistema (Tufvesson *et al.*, 2013). Partendo da questa considerazione, è auspicabile allargare i confini del sistema analizzato il più possibile per riuscire a comprendere e calcolare anche tutti gli effetti indirettamente collegati ad esso (Tufvesson *et al.*, 2013). Secondo Meaes *et al.*, (2014) tuttavia, è necessario da parte della Commissione Europea integrare, con indicazioni e regole, i confini del processo da considerare.

Tufvesson *et al.*, (2013) affermano inoltre che, nel caso in cui il substrato venga di norma utilizzato per uno scopo diverso da quello della produzione energetica, la Direttiva dovrebbe considerare come effetto indiretto anche le emissioni imputabili alla produzione del prodotto o servizio che viene sostituito. Questa problematica è calzante con il caso dei fanghi da depurazione. Se normalmente i fanghi venissero utilizzati come ammendante agricolo, bisognerebbe considerare nei calcoli anche le emissioni derivanti dalla produzione dei concimi necessari a sostituire l’uso dei fanghi. Questa considerazione aumenterebbe notevolmente le emissioni imputabili al bioliquido esaminato, facendo diminuire il relativo “share” emissivo.

## 6.3 VALUTAZIONE DELL’INCIDENZA DELLA PROCEDURA DI ALLOCAZIONE

Ulteriori problematiche nascono quando il sistema analizzato prevede diversi pathways di processo e/o diversi prodotti e co-prodotti. Il processo di produzione di energia può essere analizzato come un’unica scatola nera in cui vi sono input e output, oppure come un insieme di singoli processi (Meaes *et al.*, 2014). La Guida generale per il *Life Cycle Assessment* prodotta dal JRC nel 2010 illustra infatti come, seguendo la ISO 14044:2006, esistano due approcci per evitare il problema dell’allocazione nei processi multifunzionali. Il primo è appunto la suddivisione in singoli processi mono-funzionali della ‘scatola nera’ rappresentativa del processo multifunzionale. In questo modo si valuta la catena di processo relativa al prodotto principale. Oppure si ricorre ad allargare i confini del sistema valutato. In base a questo approccio si allargano i confini del sistema e si sostituisce la funzione che non si è in grado di valutare con una a disposizione. Infine l’allocazione può avvenire in base a diversi criteri. In base al valore di mercato, alle

caratteristiche chimico-fisiche o al contenuto energetico del prodotto e del co-prodotto. Prediligere un metodo piuttosto che l'altro influisce sensibilmente sul risultato finale. Secondo la metodologia definita dalla RED, e dunque applicata in BioGrace I, l'allocazione viene fatta secondo il contenuto energetico del prodotto e del co-prodotto. Una critica che si può muovere è che non tutti i sottoprodotti hanno fini energetici, questa regola di allocazione non è quindi sempre appropriata (Soimakallio & Koponen, 2011). Le regole di allocazione basate sul contenuto energetico, vertono sul potere calorifico inferiore (LHV) dei vettori energetici. Il contenuto energetico, tuttavia, può essere espresso anche attraverso il potere calorifico superiore (HHV). Il primo non considera il calore di condensazione dell'acqua durante la combustione mentre il secondo sì. La differenza tra le due definizioni è minima per i combustibili solidi, grande per i combustibili liquidi e molto grande per quelli gassosi. L'utilizzo del potere calorifico inferiore porta ad una inadeguata allocazione vantaggiosa per i carburanti liquidi e gassosi rispetto a quelli solidi, come nel caso in esame, per il bio-olio e del syngas prodotti rispetto al biochar. Se utilizzassimo il potere calorifico superiore per effettuare l'allocazione delle emissioni tra il bioliquido, composto da bio-olio e syngas, rispetto al biochar le emissioni imputabili al primo sarebbero maggiori di circa il 15%.

Nel caso in esame, se si operasse l'allocazione secondo il valore di mercato dei prodotti, il risultato non subirebbe modifiche. Infatti il contenuto energetico del bioliquido è superiore a quello del biochar, come lo è il suo valore di mercato.

Le regole di allocazione previste dalla RED per quanto riguarda i flussi di calore, si basano sulla efficienza di Carnot. Per i flussi di calore a bassa temperatura l'efficienza di Carnot diminuisce significativamente. Nelle linee guida i flussi di calore a bassa temperatura sono definiti come quelli al di sotto di 150°C, nella realtà è un valore elevato, e raramente si incontra nei progetti a piccola scala. Pertanto, la regola può essere vista come una scelta per dare un vantaggio sproporzionato ai progetti che riescono a valorizzare il calore a bassa temperatura (Meaes *et al.*, 2014).

In generale le regole di allocazione definite dalla RED, paragonate con quelle prescritte dalle linee guida della ISO 14041, seguono delle regole fisiche obiettive. Tuttavia tali regole di allocazione sono influenzate da decisioni prese a monte (Meaes *et al.*, 2014).

## 6.4 ANALISI DELL'INFLUENZA DI VALORI REGIONALI

La Direttiva fornisce la possibilità di identificare valori standard relativi alla regione geografica considerata. Questa eventualità può incidere significativamente sul risultato finale, come dimostrato da Duca *et al.*, (2014). Gli autori hanno infatti evidenziato come le condizioni locali stagionali e l'utilizzo di fertilizzanti incidano sulla sostenibilità del biofuel prodotto. In questo caso di studio la parte relativa alla coltivazione non è prevista ma è possibile approfittare della possibilità fornita dalla Direttiva. BioGrace I, infatti, prevede l'utilizzo delle emissioni relative all'energia elettrica a livello europeo mentre quelle imputabili a livello italiano risultano minori. Analogamente per la fornitura di gas metano vengono conteggiate le emissioni relative a 4000 km di gasdotto laddove a livello locale possiamo considerare una distanza inferiore. Come dimostrato, il peso relativo alla fornitura energetica è rilevante al fine del calcolo emissivo, dunque una variazione delle emissioni imputabili all'energia elettrica e al gas naturale si riverserebbero significativamente sui risultati.

## 6.5 VALIDITÀ DELL'UTILIZZO DELLE EMISSIONI BIOGENICHE

Il risparmio di CO<sub>2eq</sub> ottenibile viene calcolato tramite lo strumento BioGrace I in un'ottica di LCA, (*Life Cycle Assessment*). Come già accennato, per quanto riguarda i biocarburanti e i bioliquidi, la *Renewable Energy Directive* definisce al Punto 13 dell'allegato V che "Le emissioni derivanti dal carburante al momento dell'uso,  $e_u$ , sono considerate pari a zero per i biocarburanti e i bioliquidi". Per fase d'uso s'intende, ad esempio, l'impiego del carburante in un motore. L'assunzione di fondo è che il carbonio liberato nella fase d'uso sotto forma di CO<sub>2</sub> e altri ossidi, se rinnovabile, sia lo stesso carbonio che ha fornito la base per i processi fotosintetici che hanno originato il materiale, cosicché il bilancio globale tra carbonio fissato e carbonio emesso sia pressoché zero.

La questione è determinare se anche il carbonio emesso nelle fasi di processo, pur essendo di origine bio-genica e rinnovabile, possa essere considerato a saldo zero. La questione è dubbia perché, se non ci sono perplessità che il carbonio emesso sia di origine biogenica e rinnovabile, ce ne sono sul fatto che il bilancio rimanga a saldo zero. Infatti le emissioni possono avvenire sotto forma di ossido nitroso o di metano che hanno potenziali di riscaldamento (*Global Warming Potential*) nettamente superiori alla CO<sub>2</sub> emessa nella fase d'uso.

Una linea di lavoro conservativa spingerebbe quindi a considerare le emissioni di CO<sub>2</sub>, anche nella fase di processo, equivalenti a quelle della fase d'uso e pertanto nulle nel bilancio, e a conteggiare le emissioni di metano e ossido nitroso. Tuttavia si tratta di un'ipotesi formulata in assenza di specifiche raccomandazioni.

Definendo questa condizione, la Direttiva fornisce la possibilità di considerare nulle le emissioni di origine biogenica. Questa considerazione incide notevolmente sui risultati. Lo studio svolto da Koponen *et al.*, (2009) ha infatti evidenziato la difficoltà ma anche la rilevanza di riuscire a definire la componente biogenica e quella di origine fossile del materiale da trattare. I risultati da essi ottenuti mostrano come, per un impianto di produzione di etanolo, se la procedura di cattura e sostituzione del carbonio consideri l'anidride carbonica prodotta durante la fermentazione di origine biogenica oppure fossile le emissioni imputabili al processo differiscano del 20%. Nel caso in esame sono state considerate biogeniche le emissioni derivanti dallo stoccaggio e dall'essiccazione dei fanghi. Questa assunzione deriva dal fatto che la CO<sub>2eq</sub> contenuta nei fanghi, quindi di origine naturale, venga poi ri-emessa in ambiente attraverso lo stoccaggio e il riscaldamento dei fanghi. Se si dovesse ritenere un'origine fossile o comunque non si prendesse in considerazione l'origine del carbonio delle componenti emissive processuali, la riduzione delle emissioni imputabile al bioliquido diminuirebbe del 3%. Viene soddisfatto comunque il limite del 50% imposto dalla Direttiva per il 2017, possiamo quindi affermare che, nel caso di studio, le emissioni biogeniche processuali non incidano significativamente sui risultati.

## 6.6 INFLUENZA DELLE ASSUNZIONI DI PROGETTO

Una delle assunzioni fatte in questo studio, è relativa al consumo energetico della tecnologia in esame. Si è assunto, infatti, il consumo di sola energia elettrica da parte del TCR<sup>®</sup>. Considerati gli obiettivi fissati e i risultati ottenuti per questo lavoro di ricerca, possiamo definire tale assunzione come rilevante, dunque, è parso opportuno verificarne l'influenza.

Si prenda in esempio la configurazione progettuale N°2 con l'applicazione del primo scenario. Il bilancio energetico ottenuto è +46,00 kWh. Come già valutato nel Capitolo 5, in questo caso, il surplus termico fa lievitare il saldo del bilancio. Infatti la produzione elettrica non soddisfa il fabbisogno della configurazione in questo senso.

Analizzando i risultati, suddividendoli quindi per energia termica ed elettrica, otteniamo (Figura 19):

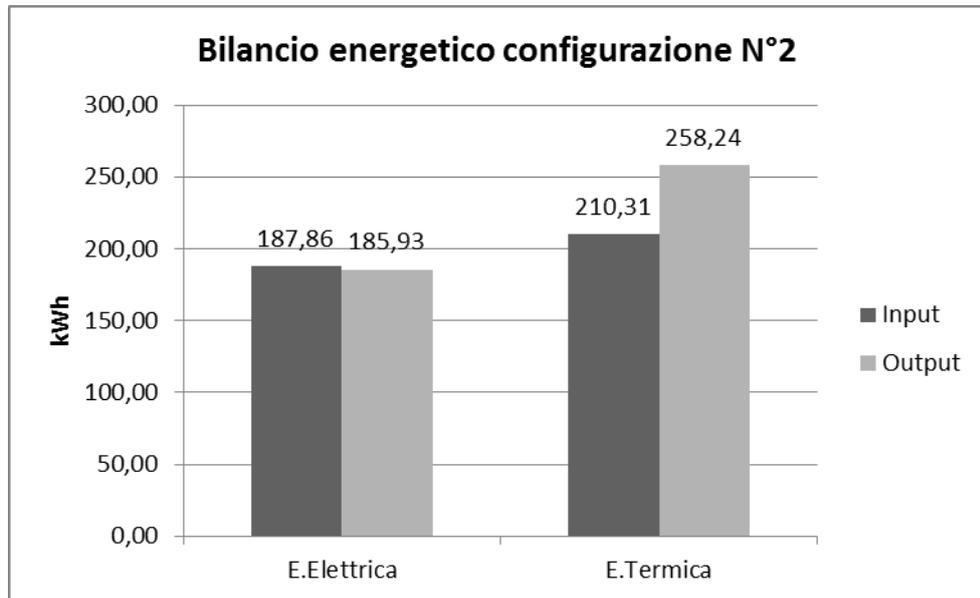


Figura 19 Bilancio energetico configurazione N°2.

Risulta evidente come il consumo di energia elettrica incida negativamente sul bilancio; infatti, la produzione di energia termica è più che sufficiente per il fabbisogno della configurazione progettuale. Il fabbisogno di energia elettrica è dovuto soprattutto dall'assunzione per cui il TCR<sup>®</sup> utilizzi solo elettricità per il suo funzionamento. Se si ipotizzasse un consumo termico di 0,36 kWh/kg<sub>fango</sub> e un consumo elettrico di 0,028 kWh/kg<sub>fango</sub> del TCR<sup>®</sup>, allora i risultati sarebbero alquanto differenti (Figura 20):

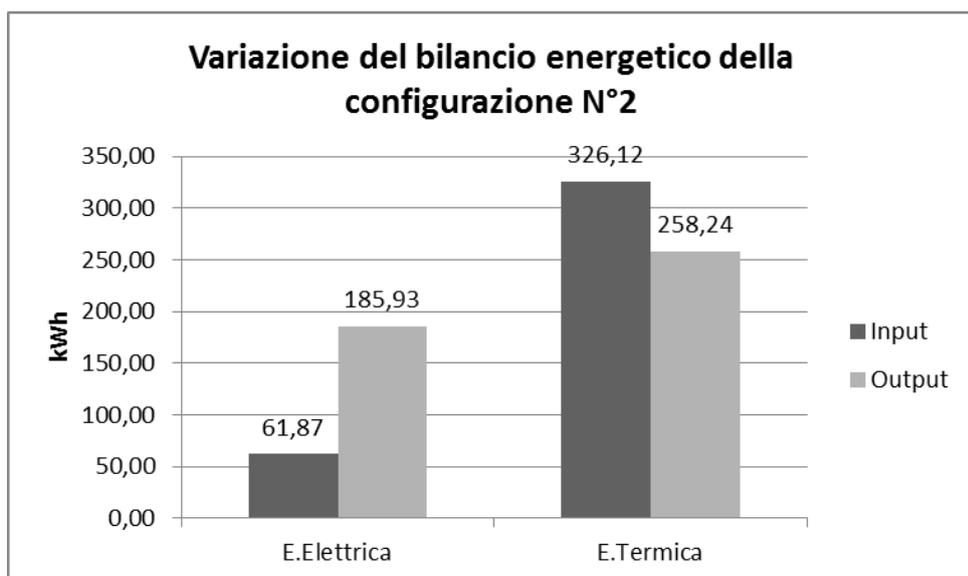


Figura 20 Variazione del bilancio energetico della configurazione N°2.

Con questa ipotesi il bilancio energetico risulta sempre positivo (+56,19 kWh), bensì superiore a quello relativo alla configurazione N°2, con applicazione dello scenario N°1 se considerato il solo consumo elettrico del TCR® (+46,00 kWh). D'altra parte non viene soddisfatto il fabbisogno termico della configurazione. Ciò dimostra come i risultati possano essere influenzati da assunzioni progettuali di questo tipo e come sia significativo l'utilizzo in combustione del biochar.

Una ulteriore assunzione progettuale rilevante è relativa alla prima configurazione progettuale. Secondo l'assunzione infatti, tale configurazione si trova a valle di una linea di trattamento fanghi priva di digestione anaerobica e post-ispessitore (Figura 21). Per verificare l'influenza di questa assunzione sui risultati, sono stati ricalcolati i bilanci energetici e la riduzione delle emissioni imputabili al bioliquido, nel caso in cui essa non fosse valida (Figura 22).

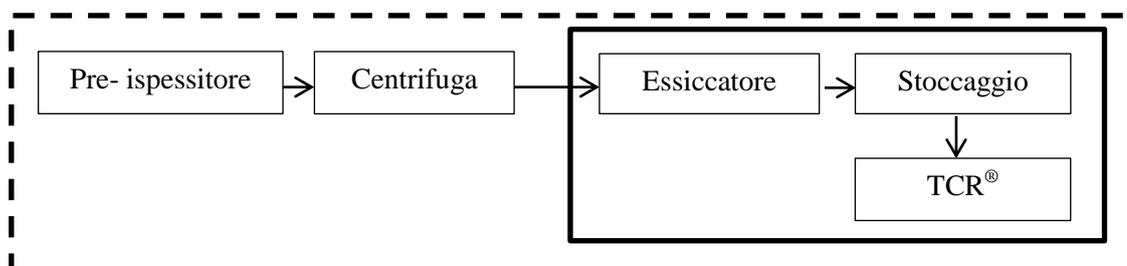


Figura 21 Schematizzazione CP1 e linea fanghi alla quale è associata.

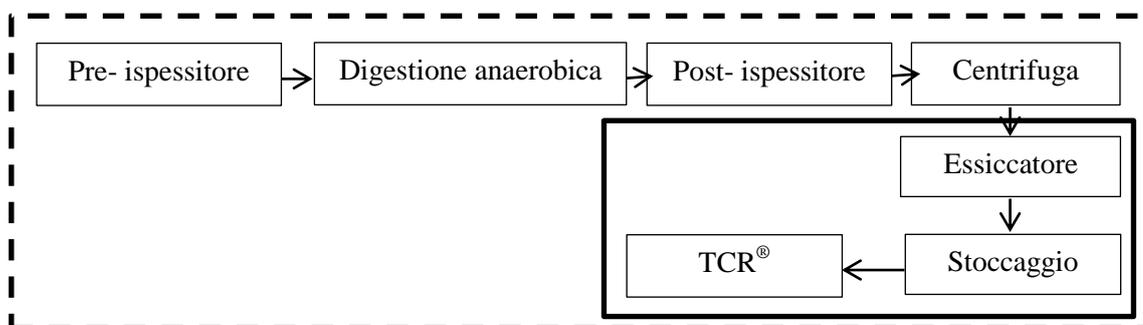
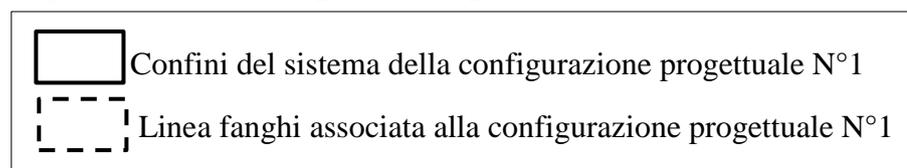


Figura 22 Schematizzazione della variante alla CP1 e linea fanghi alla quale è associata.

Legenda relativa alla **Figura 21** e **Figura 22**.



Dal punto di vista energetico la variante della prima configurazione progettuale produce dei risultati energeticamente meno favorevoli rispetto alla configurazione progettuale

N°1. L'applicazione del primo scenario produce un bilancio pari a +52,99 kWh, mentre per il secondo scenario il saldo complessivo è di +379,31 kWh. Confrontando questi risultati con quelli ottenuti per il bilancio energetico della configurazione N°1 (Figura 23) si nota come, per entrambe le configurazioni, il trend degli scenari sia lo stesso. I valori relativi al saldo del bilancio, invece, risultano differenti.

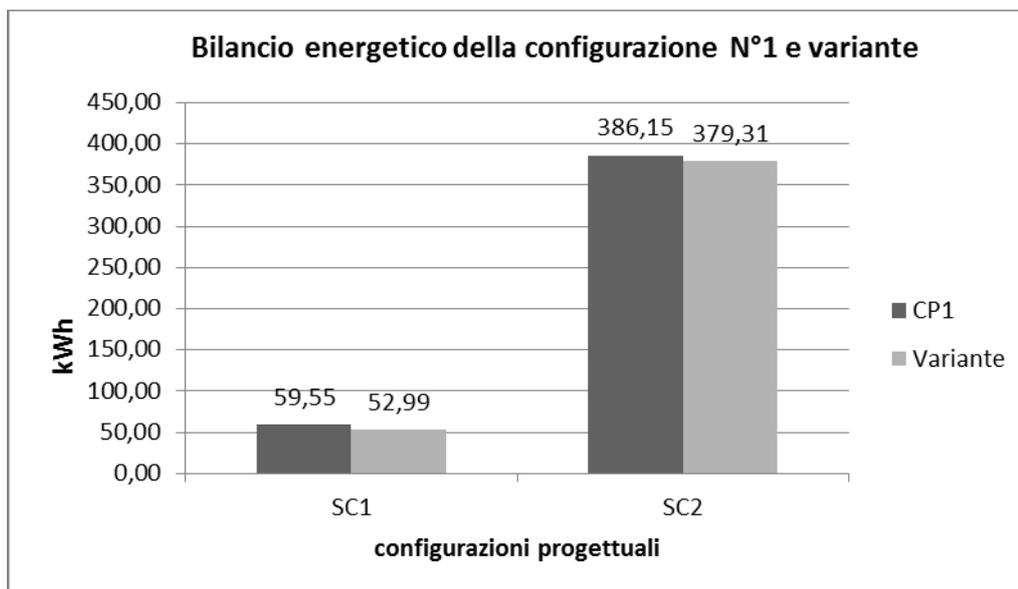


Figura 23 Bilancio energetico della configurazione N°1 e variante.

In entrambi gli scenari, infatti, la variante alla prima configurazione progettuale porta a dei risultati meno favorevoli, ma in linea con quelli ottenuti per la configurazione progettuale N°1. Questo porta ad avvalorare la tesi per cui sia energeticamente favorevole l'utilizzo del biochar in combustione. Inoltre porta alla conclusione per cui, dal punto di vista energetico, sia più conveniente inserire il *Thermo Catalytic Reforming*<sup>®</sup> a valle di una linea di trattamento priva di digestione anaerobica e post-ispessitore.

Analizzando, invece, la sostenibilità della variante alla prima configurazione, si è calcolata la riduzione delle emissioni imputabili al bioliquido prodotto per entrambi gli scenari applicativi. I risultati ottenuti per lo scenario N°1 e N°2 sono rispettivamente 56 e 72 % di risparmio di gas serra rispetto al combustibile fossile di riferimento, i quali corrispondono a quelli relativi alla configurazione originale, come si può notare nella Figura 24 sottostante.

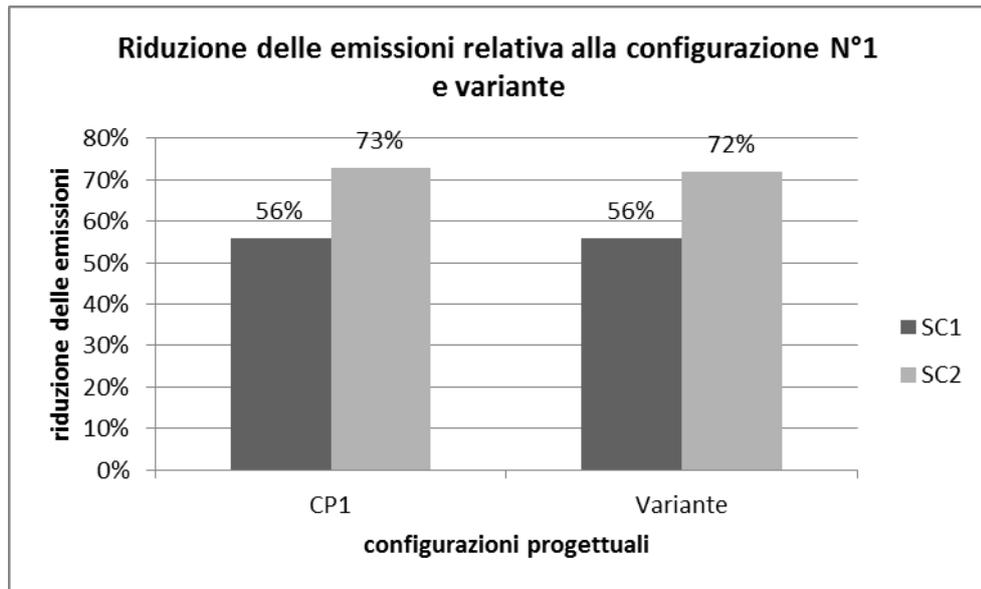


Figura 24 Riduzione delle emissioni relativa alla configurazione N°1 e variante.

L'applicazione della variante alla configurazione N°1 produce un bioliquido al quale è associata una riduzione delle emissioni equivalente a quella associata al bioliquido prodotto dall'applicazione della configurazione senza variante. Ciò è dovuto al fatto che, nonostante sia necessario trattare quantità maggiori di fanghi, con conseguente aumento del consumo energetico, la resa in bioliquido risulta maggiore. Si può considerare, con una buona approssimazione, che i risultati siano congruenti. È possibile affermare, perciò, che tale assunzione non influisca significativamente sui risultati riguardanti la sostenibilità della configurazione.

## 6.7 GESTIONE DELL'INCERTEZZA

L'incertezza associata ai dati utilizzati in questo studio non è quantificata. La motivazione di questa decisione deriva da: I) la non disponibilità del dato di incertezza e delle informazioni necessarie a calcolarla per la maggior parte dei dati, II) dalla mancanza di omogeneità dell'incertezza legata ai dati utilizzati. Quest'ultimo punto implica che, anche se a conoscenza dell'incertezza statistica di alcuni dati la combinazione con dati la cui incertezza statistica è indeterminata, risulta in un processo arbitrario. Alla maggior parte dei dati acquisiti da letteratura non è associato il valore dell'errore. Infine per i dati ottenuti per assunzione non è stato possibile attribuire il valore dell'incertezza. Sarebbe auspicabile intraprendere uno studio più approfondito per valutare l'incertezza legata ai dati.

## CONCLUSIONI

In considerazione degli obiettivi perseguiti, delle assunzioni progettuali fatte e dei risultati ottenuti in questo studio, è possibile trarre le seguenti conclusioni.

Adottare la tecnologia *Thermo Catalytic Reforming* (TRC)<sup>®</sup>, risulta essere energeticamente conveniente. Questa tecnologia riesce a valorizzare l'energia contenuta nei composti del carbonio presenti all'interno dei fanghi derivanti dalla depurazione delle acque reflue. Ciò avviene specialmente se la tecnologia si trova a valle di una linea di trattamento fanghi priva di digestione anaerobica e se il biochar prodotto viene utilizzato come combustibile solido sostitutivo del carbone.

Possiamo quindi concludere che il trattamento di digestione anaerobica dei fanghi è efficace ai fini della stabilizzazione dei fanghi in un contesto di depurazione, ma è un processo energeticamente inefficiente e non è compatibile con un processo di depurazione e recupero energetico.

Si è concluso inoltre che in una linea di trattamento fanghi la spesa energetica maggiore è imputabile alla gestione e al trattamento dell'acqua contenuta nei fanghi. Il 99% del consumo energetico di una linea di trattamento completa (linea di processo generale) è infatti imputabile al trattamento del flusso d'acqua in ingresso.

L'impiego del *Thermo Catalytic Reforming* (TRC)<sup>®</sup> inoltre, produce un bioliquido che, se tutte le assunzioni e condizioni operative sono confermate a livello operativo, in ogni caso è conforme al limite del 50% di riduzione delle emissioni rispetto al combustibile fossile di riferimento, imposto dalla *Renewable Energy Directive* (RED) per il 2017.

# Bibliografia

---

- **Agenzia nazionale per le nuove tecnologie, l'energia e lo sviluppo economico sostenibile (2011)**, QUADERNO-Biomasse e bioenergia, ENEA
- **Asano T., Levine A.D. (1996)**. *Wastewater Reclamation, Recycling and Reuse: Past, Present, and Future*. Water Science & Technology, 33 (10-11), 1-14.
- **Associazione Italiana Energie Agroforestali (2012)**. *Energia elettrica e calore dal biogas. UNA CONCRETA OPPORTUNITÀ PER GLI AGRICOLTORI*, Brussels, European Biomass Association
- **Basu, P. K. (2013)**. *Biomasse e produzione di energia: dalla gassificazione alla pirólisi*. L. Rubini (Ed.). Hoepli.
- **BioGrace (2012)**, *BioGrace Publishable final report*, Intelligent Energy Europe
- **BP p.l.c. (2015)**, *BP Statistical Review of World Energy*, BP p.l.c, 1 St James's Square, London SW1Y 4PD UK.
- **Bravo L. and Ferrer I. (2011)** *Life Cycle Assessment of an intensive sewage treatment plant in Barcelona (Spain) with focus on energy aspects*. Water Science and Technology 64(2): 440-447.
- **Campanelli M., Foladori P., Vaccari M. (2013)**, *Consumi elettrici ed efficienza energetica del trattamento delle acque reflue*. Santarcangelo di Romagna, Maggioli editore.
- **Candolo G. (2005)**, *Biomasse vegetali: i possibili processi di conversione energetica*. Agronomica-economia e politica agraria. Coop. Terremerse - Via S. Alberto, 325 - Ravenna
- **Cavalaglio G. (2008)**, *Filiera energetica sperimentale per il recupero dei sarmenti di vite*, Tesi di dottorato di ricerca in Ingegneria energetica - XXI Ciclo, A.A. 2007/08, Università degli Studi di Perugia

- **Cengel, Y. A., & Boles, M. A. (2002).** *Thermodynamics: an engineering approach* (Vol. 5). M. Kanoğlu (Ed.). New York: McGraw-Hill.
- **De Feo G., De Gisi S., Galasso M. (2013)** *Fanghi di depurazione. Produzione, caratterizzazione e trattamento*, Palermo, Dario Floccavio Editore
- **De Feo, G., Ferrara, C., & Iuliano, G. (2015).** APPLICAZIONE DELLA METODOLOGIA LCA AL TRATTAMENTO DELLE ACQUE REFLUE. *Ingegneria Dell'Ambiente*, 2(4)
- **Di Renzo, G, D'Antonio, P, D'Antonio, C, Genovese, F, (2011).** *Biomasse residuali*, Roma.
- **Duca, D., Toscano, G., Pedretti, E. F., & Riva, G. (2014).** Sustainability of sunflower cultivation for biodiesel production in central Italy according to the Renewable Energy Directive methodology. *Journal of Agricultural Engineering*, 44(4), 175-180.
- **EC, (2008)**, European Commission, JRC-IPPC, 2008, Integrated Pollution Prevention and Control Reference Document on Best Available Techniques for Energy Efficiency, JRC.
- **Fischer, G., Prieler, S., van Velthuisen, H., Berndes, G., Faaij, A., Londo, M., & de Wit, M. (2010).** *Biofuel production potentials in Europe: Sustainable use of cultivated land and pastures, Part II: Land use scenarios. Biomass and Bioenergy*, 34(2), 173-187.
- **Flottweg SE (2015),** *DECANTER FLOTTWEG per i sistemi di trattamento delle acque e delle acque reflue*. Vilsbiburg (Germany, Flottweg SE [Brochure]
- **Flyght (2011).** *Serie di pompe per fanghi Flygt 2600 Per massimizzare il tempo di attività con pompe a immersione versatili*. Sundbyberg, (Svezia), FLYGHT [Brochure].
- **Gallego A., Hospido A., Moreira M.T., Feijoo G. (2008)** Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resources, Conservation and Recycling* 52(6): 931-940

- **Gascó, G., & Lobo, M. C. (2007).** *Composition of a Spanish sewage sludge and effects on treated soil and olive trees.* *Waste Management*, 27(11), 1494-1500.
- **Grassi, G., Collina, A., & Zibetta, H. (Eds.) (2006).** *Biomass for Energy, Industry and Environment: 6th EC Conference.* Taylor & Francis.
- **Gruppo SOCIETÀ METROPOLITANA ACQUE TORINO s.p.a. (2010?).** *LA DEPURAZIONE DELLE ACQUE REFLUE URBANE L'IMPIANTO PER L'AREA METROPOLITANA TORINESE.* Torino, SMAT Group s.p.a. [Brochure].
- **Hill, J., Nelson, E., Tilman, D., Polasky, S., & Tiffany, D. (2006).** *Environmental, economic, and energetic costs and benefits of biodiesel and ethanol biofuels.* *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(30), 11206-11210.
- **Hornung A. (2013),** *The Biobattery: a flexible energy storage solution for the 'German Energiewende'*, in: 21st European Biomass Conference and Exhibition, Copenhagen, Denmark.
- **Hornung A. (2014),** *Transformation of biomass. Theory to practice*, John Wiley & sons, 1a edizione, Chichester.
- **Hospido A., Moreira M.T., Feijoo G. (2008).** A comparison of municipal wastewater treatment plants for big centres of population in Galicia (Spain). *International Journal of Life Cycle Assessment* 13(1): 57-64.
- **IES, I. (2010).** Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment–Detailed Guidance. JRC, IES.
- **International Energy Agency (2009),** *ITALIAN TRANSLATION of Energy Policies of ITALY - 2009 Review* © OECD/IEA, International Energy Agency, 9 rue de la Federation, 70739 Paris Cedex 15, France
- **Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale (2010),** *Studio sull'utilizzo di biomasse combustibili e biomasse rifiuto per la produzione di energia, ISPRA*
- **Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale (2014),** *Rapporto sui rifiuti speciali., ISPRA*

- **Italiano, G. (2013).** Strategia Energetica Nazionale: per un'energia più competitiva e sostenibile.
- **Kim, H., Kim, S., & Dale, B. E. (2009).** *Biofuels, land use change, and greenhouse gas emissions: some unexplored variables. Environmental Science & Technology, 43(3), 961-967.*
- **Klöpffer, W (2003).** *Life-cycle based methods for sustainable product development. Int. J. Life Cycle Assess. Ecomed.*
- **Koponen, K., Soimakallio, S., & Sipilä, E. (2009).** *Assessing the greenhouse gas emissions of waste-derived ethanol in accordance with the EU RED methodology for biofuels. VTT.*
- **Kratzeisen, M., Starcevic, N., Martinov, M., Maurer, C., & Müller, J. (2010).** *Applicability of biogas digestate as solid fuel. Fuel, 89(9), 2544-2548.*
- **Maes, D., Van Dael, M., Vanheusden, B., Goovaerts, L., Reumerman, P., Luzzardo, N. M., & Van Passel, S. (2015).** Assessment of the sustainability guidelines of EU Renewable Energy Directive: the case of biorefineries. *Journal of Cleaner Production, 88, 61-70.*
- **Markevičius, A., Katinas, V., Perednis, E., & Tamašauskienė, M. (2010).** *Trends and sustainability criteria of the production and use of liquid biofuels. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 14(9), 3226-3231.*
- **Metcalf & Eddy (2006).** *Ingegneria delle acque reflue - Trattamento e riuso.* Roncoroni P., McGraw-Hill, 4a edizione, Milano.
- **Metcalf & Eddy (1991).** *Wastewater Engineering: Treatment disposal and Reuse.* Irwin Mcgraw Hill.
- **Neumann, J., Binder, S., Apfelbacher, A., Gasson, J. R., García, P. R., & Hornung, A. (2014).** *Production and characterization of a new quality pyrolysis oil, char and syngas from digestate—Introducing the thermo-catalytic reforming process. Journal of Analytical and Applied Pyrolysis.*
- **Neumann, J., Meyer, J., Ouali, M., Apfelbacher, A., Binder, S., & Hornung, A. (2016).** *The conversion of anaerobic digestion waste into biofuels via a novel Thermo-Catalytic Reforming process. Waste Management, 47, 141-148.*

- **Neyens E., Baeyens J., Dewil R., De Heyder B. (2004).** *Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering.* Journal of hazardous materials - part B 106 83-92.
- **Nurizzo C. (2003).** *Reclaimed water reuse in the mediterranean region: some considerations on water resources, standards and bacterial re-growth phenomena.* Water Science and Technology:Water supply, 3 (4), 317-324
- **Oshita, K., Okumura, T., Takaoka, M., Fujimori, T., Appels, L., & Dewil, R. (2014).** *Methane and nitrous oxide emissions following anaerobic digestion of sludge in Japanese sewage treatment facilities.* Bioresource technology, 171, 175-181.
- **Pasqualino J.C., Meneses M., Abella M., Castells F. (2009)** *LCA as a decision support tool for the environmental improvement of the operation of a municipal wastewater treatment plant.* Environmental Science & Technology 43(9): 3300-3307.
- **Psomopoulos, C. S., Bourka, A., & Themelis, N. J. (2009).** *Waste-to-energy: A review of the status and benefits in USA.* Waste Management, 29(5), 1718-1724.
- **Rebitzera G., Ekvallb T., Frischknecht R., Hunkeler D., Norrise G., Rydberg T., Schmidtg W.P., Suhh S., Weidema B.P., Penningtonf D.W. (2003).** *Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications.* Environment International,30:701-720
- **Rostrup-Nielsen (1984),** “Catalytic Steam Reforming”, in *Catalysis, Science and Technology* (J.R. Anderson and M. Boudart, eds.), 5, Springer, Berlin , p. 1.
- **Scarlat, N., & Dallemand, J. F. (2011).** *Recent developments of biofuels/bioenergy sustainability certification: A global overview.* Energy Policy, 39(3), 1630-1646.
- **SERECO s.r.l., (2004)** *Ispessitori ed essiccatori per fanghi*, Bari, SERECO s.r.l. [Brochure]
- **Siuris, A. (2011).** *Properties of sewage sludge resulted from urban wastewater treatment in the Republic of Moldova.* Scientific Papers, 103-108.

- **Soimakallio, S., Koponen, K., (2011).** How to ensure greenhouse gas emission reductions by increasing the use of biofuels? e suitability of the European Union sustainability criteria. *Biomass Bioenergy* 35, 3504e3513.
- **Striegel, G. (2000).** *Sviluppo di metodologie per la valutazione del ciclo di vita dei dispositivi tecnici. Metodo che utilizza l'esempio di due casi di studio.* Dissertation, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Technische Chemie und Umweltchemie, Chemisch-Geowissenschaftliche Fakultät.
- **Trussell, R. (2001).** Endocrine disruptors. *J Am Water Works Assoc*, 93, 58-62.
- **Tuck, C. O., Pérez, E., Horváth, I. T., Sheldon, R. A., & Poliakoff, M. (2012).** Valorization of biomass: deriving more value from waste. *Science*, 337(6095), 695-699.
- **Tufvesson, L. M., Lantz, M., & Börjesson, P. (2013).** *Environmental performance of biogas produced from industrial residues including competition with animal feed-life-cycle calculations according to different methodologies and standards.* *Journal of Cleaner Production*, 53, 214-223.
- **Twidell, J., & Weir, T. (2015).** *Renewable energy resources.* Routledge.
- **Woess-Gallasch, S., Bird, N., Enzinger, P., Jungmeier, G., Padinger, R., Pena, N., & Zanchi, G. (2010).** *Greenhouse gas benefits of a biogas plant in Austria.* In IEA Bioenergy Task (Vol. 38).
- **Xing, S., Xu, Z., & Jun, G. (2008).** *Inventory analysis of LCA on steel-and concrete-construction office buildings.* *Energy and Buildings*, 40(7), 1188-1193.

Le seguenti fonti sono state consultate dal 30 Ottobre 2015 al 01 Febbraio 2016.

- [http://ec.europa.eu/agriculture/statistics/rural-development/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/agriculture/statistics/rural-development/index_en.htm)
- <http://ec.europa.eu/environment/life/publications/lifepublications/lifefocus/documents/recycling.pdf>
- <http://public.csr.nih.gov/Pages/default.aspx>
- <http://www.bioenergyitaly.com/la-manifestazione/>
- <http://www.biofuelstp.eu/overview.html>
- <http://www.biograce.net/content/ghgcalculationtools/recognisedtool/>
- <http://www.enea.it/it>
- <http://www.gse.it/it/Pages/default.aspx#&panel2-1>
- <http://www.iea.org/>
- <http://www.isprambiente.gov.it/it>
- [http://www.larapedia.com/chimica\\_potere\\_calorifico/olio\\_lubrificante\\_per\\_motori\\_potere\\_calorifico\\_olio\\_lubrificante\\_per\\_motori.html](http://www.larapedia.com/chimica_potere_calorifico/olio_lubrificante_per_motori_potere_calorifico_olio_lubrificante_per_motori.html)
- <http://www.umsicht.fraunhofer.de/en.html>
- <https://ec.europa.eu/energy/en/topics/renewable-energy/biofuels>
- [https://it.wikipedia.org/wiki/Anidride\\_carbonica](https://it.wikipedia.org/wiki/Anidride_carbonica)
- <https://it.wikipedia.org/wiki/Metano>

# Ringraziamenti

---

La buona riuscita di questa tesi è avvenuta anche grazie al Centro Interdipartimentale di Ricerca Industriale (CIRI) dell'Università di Bologna, polo di Ravenna, guidato dal Professor Andrea Contin. In particolare vorrei ringraziare Diego, per l'aiuto materiale fornitomi, per la sua disponibilità e per aver cercato sempre il confronto durante i nostri incontri. Un ringraziamento particolare va anche a Stefano per il supporto e l'incoraggiamento che mi ha dato e per la sua cortesia e disponibilità. Vorrei ringraziare inoltre il Signor Di Domenico del Gruppo Hera per l'interesse e la disponibilità dimostrata verso questo lavoro di ricerca.

Quando si arriva ad un traguardo nella vita ci si guarda indietro per vedere il percorso fatto, e ci si accorge che a renderlo speciale non è il percorso in sé, ma le persone con cui lo hai condiviso, quelle che hanno camminato affianco a te.

Vorrei semplicemente dire *grazie* alla mia famiglia, specialmente mia mamma, mio fratello e mia zia, per avermi accompagnato e supportato in questi anni di studio. Il loro supporto è sempre stato fondamentale per me e una parte del merito del mio successo accademico è anche loro. È difficile rendere a parole la riconoscenza che ho verso la mia famiglia, con quali parole, infatti, si può descrivere l'amore?

Un grazie speciale va ad Alex, ci siamo presi per mano tanti anni fa e non ci siamo più lasciati. La mia gratitudine verso di lui è sia per la pazienza che ha avuto in questi anni ma soprattutto per essere la mia spalla e il mio compagno sempre e comunque.

Un viaggio, d'altronde, non può considerarsi tale senza gli amici, vecchi e nuovi. Un grazie speciale va, dunque, alle amiche di una vita, grazie per esserci sempre e per esserci sempre state.

Molto probabilmente questi ultimi due anni non sarebbero stati così belli e pieni se non li avessi condivisi con dei ragazzi meravigliosi. Grazie quindi ai miei colleghi Alessandro, Arianna, Emma, Fabio, Federica, Graziana, Lorenzo, Maria e Stefania. Siamo riusciti a legarci come amici e a volerci bene come una famiglia, un connubio perfetto.

In particolare vorrei ringraziare i miei coinquilini Fabio, Graziana e Stefania per esserci supportati e sopportati a vicenda, ma soprattutto per quel clima di casa, di allegria e amicizia che abbiamo saputo creare

Il destino a volte ti permette di incontrare persone speciali lungo il tuo cammino, quel genere di persone con cui senti un legame da subito, a cui non hai bisogno di spiegare niente e dire niente. Questa è una delle fortune più grandi che ti possano accadere, per questo voglio dire grazie a te, Stefy, grazie per quella che sei e grazie per essermi sempre vicina, ad un millimetro dal cuore.

# Appendici

---

# APPENDICE A

PARAMETRO/ PROCESSO	VALORE	UNITÀ DI MISURA	NOTE	CALCOLATO	REFERATO	RIFERIMENTO
<b>LINEA DI PROCESSO GENERALE</b>						
<b>Sedimentatore secondario</b>						
peso secco	1,00%	%			X	Depuratore Santa Giustina (RN); De Feo, (2013).
flusso totale	40000,00	kg/h	Definito sulla base dell'input al TCR			ASSUNZIONE
flusso secco	400,00	kg/h		X		Calcolato da flusso secco e peso secco
flusso acqua	39600,00	kg/h		X		Calcolato da flusso secco e peso secco
% C	23%	%			X	Gascó, G., & Lobo, M. C. (2007). ; Siuris, A. (2011).
% P	1%	%			X	Gascó, G., & Lobo, M. C. (2007). ; Siuris, A. (2011).
% N	3%	%			X	Gascó, G., & Lobo, M. C. (2007). ; Siuris, A. (2011).
% ceneri	0,27%	%			X	Gascó, G., & Lobo, M. C. (2007). ; Siuris, A. (2011).
C	92,00	kg/h		X		Calcolato da flusso secco e %C
N	12,00	kg/h		X		Calcolato da flusso secco e %N
P	4,00	kg/h		X		Calcolato da flusso secco e %P
ceneri	109,61	kg/h		X		Calcolato da flusso in uscita da centrifuga
<b>Pre-ispessitore</b>						
peso secco in uscita	2,50%	%			X	Depuratore di Santa Giustina (RN)
perdite secco	0%	%				ASSUNZIONE
C	0%	%				ASSUNZIONE
N	0%	%				ASSUNZIONE
P	0%	%				ASSUNZIONE
ceneri	0%	%				ASSUNZIONE
volume	2880,00	m3		X		Calcolato da portata e tempo di residenza

portata	960,00	m <sup>3</sup> /d		X		Calcolato da flusso totale in ingresso, trasformato in m <sup>3</sup> e rapportato al giorno
tempo di residenza	3	d			X	Depuratore di Santa Giustina (RN)
cinetica di produzione	0,0001	mg/l/d				ASSUNZIONE
potenza ponte rotante	1,10	kW			X	SERECO s.r.l., (2004)
CH <sub>4</sub> emesso	9,60E-05	kg/h		X		Calcolato da CH <sub>4</sub> soluto
CH <sub>4</sub> soluto	0,96	kg/h		X		Calcolato dalla solubilità del CH <sub>4</sub> in acqua e flusso in ingresso
N <sub>2</sub> O emesso	5,00E-07	kg/h		X		Calcolato da flusso totale in uscita, cinetica di produzione e tempo di residenza
C emesso	7,20E-05	kg/h		X		Calcolato da CH <sub>4</sub> emesso e PM
H <sub>2</sub> O	24000,00	kg/h		X		Calcolato da differenza tra flusso di acqua in entrata e uscita
flusso totale uscita	16000,00	kg/h		X		Calcolato da flusso secco e acqua in scita
flusso secco uscita	400,00	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in entrata meno le perdite ed emissioni
flusso acqua uscita	15600,00	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in uscita e peso secco in uscita
C	92,00	kg/h		X		Calcolato da C in ingresso meno le perdite ed emissioni
N	12,00	kg/h		X		Calcolato da N in ingresso meno le perdite
P	4,00	kg/h		X		Calcolato da P in ingresso meno le perdite
ceneri	109,61	kg/h		X		Calcolato da ceneri in ingresso meno le perdite
<b>Anaerobic digestion</b>						
peso secco	4%	%				ASSUNZIONE
volume digestore	9600,00	m <sup>3</sup>		X		Calcolato da flusso in ingresso e tempo di residenza

tempo residenza	25	d			X	De Feo, (2013).
portata uscita	192,18	m3/d		X		Calcolata da flusso totale in uscita trasformata in m3 e rapportata al giorno
rimozione surnatante	5%	%				ASSUNZIONE
flusso totale	8007,62	kg/h		X		Calcolato da flusso secco e acqua in uscita
flusso secco	320,30	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in entrata, produzione di biogas e perdite secche
flusso acqua	7687,32	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in uscita e peso secco
C in uscita	46,63	kg/h		X		Calcolato da C in entrata e C da biogas
N	12,00	kg/h		X		Calcolato da N in ingresso e perdite
P	4,00	kg/h		X		Calcolato da P in ingresso e perdite
ceneri	6,40	kg/h		X		Calcolato da ceneri in ingresso e perdite
potenza installata	6,40	kW			X	Metcalf & Eddy (2006).
domanda termica specifica	29,08	kWh/m3 ingresso				ASSUNZIONE
consumo elettrico	61,44	kWh		X		Calcolato da potenza installata e volume del digestore
consumo termico	552,83	kWh		X		Calcolato da volume, portata, tempo di residenza e potenza termica specifica
resa biogas	20%	%			X	Hornung A., (2014)
Produzione biogas	79,69	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in entrata e resa biogas
Produzione biogas	1399,86	MJ		X		Calcolato da pci e volume orario
densità biogas	1,15	kg/m3			X	Associazione Italiana Energie Agroforestali(2012)
volume biogas	69,30	m3/h		X		Calcolato da produzione e densità biogas
pci biogas	20,20	MJ/Nm3			X	Associazione Italiana Energie Agroforestali

						li(2012)
% CH4	65%	%			X	De Feo, (2013).
CH4 massa	51,80	kg/h		X		Calcolato da produzione di biogas e % CH4
% CO2	30%				X	De Feo, (2013).
CO2 massa	23,91	kg/h		X		Calcolato da produzione di biogas e %CO2
% H2O	5%				X	De Feo, (2013).
H2O	3,98	kg/h		X		Calcolato da produzione di biogas e % H2O
C da biogas	45,37	kg/h		X		Calcolato da CO2 e CH4 massa e PM
H2O persa	7912,68	kg/h		X		Calcolato da differenza tra flusso totale in entrata e in uscita
<b>Boiler</b>						
efficienza	0,85	%				ASSUNZIONE
Calore producibile da biogas	1189,88	MJ		X		Calcolato da biogas prodotto ed efficienza del boiler
NG necessario	800,32	MJ		X		Calcolato da calore producibile da biogas e consumo termico digestore
Calore producibile da NG	680,27	MJ		X		Calcolato da NG necessario ed efficienza del boiler
Volume biogas necessario	69,30	Nm3h		X		Calcolato da biogas prodotto e pci
Volume NG necessario	21,93	Nm3h		X		ASSUNZIONE
<b>Post-ispessitore</b>						
peso secco in uscita	6,00%	%			X	Depuratore Santa Giustina (RN)
perdite secco	0%	%				ASSUNZIONE
C	0%	%				ASSUNZIONE
N	0%	%				ASSUNZIONE
P	0%	%				ASSUNZIONE
ceneri	0%	%				ASSUNZIONE
volume	384,37	m3		X		Calcolata da portata in uscita e tempo di residenza
portata	128,12	m3/d		X		Calcolata da flusso totale in uscita trasformata in m3 rapporta-

						ta al giorno
tempo di residenza	3	d			X	Depuratore Santa Giustina (RN)
produzione giornaliera CH4 digestore	1471,29	m3/d		X		Calcolata da produzione digestore convertiti in m3
produzione specifica CH4 per m3 impianto	0,15	m3/m3		X		Calcolata da produzione giornaliera di CH4 e convertito in m3
potenza ponte rotante	0,36	kW			X	SERECO s.r.l., (2004)
densità CH4	0,72	kg/m3			X	<a href="https://it.wikipedia.org/wiki/Metano">https://it.wikipedia.org/wiki/Metano</a>
emissione CH4	58,91	m3/d		X		Calcolato con la produzione specifica di metano e volume del digestore
emissioni CH4	1,77	kg/h		X		Calcolata da densità CH4 ,produzione CH4 rapportata al giorno
emissioni N2O	1,00E-07	kg/h		X		Calcolata da flusso totale in ingresso, tempo di residenza e cinetica di produzione
H2O	2669,21	kg/h		X		Calcolata da flusso acqua in entrata e uscita
flusso totale uscita	5336,65	kg/h		X		Calcolato da flusso secco e acqua in uscita meno le perdite di CH4 e CO2
flusso secco uscita	318,54	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in entrata, perdite secche e da emissione
flusso acqua uscita	5018,11	kg/h		X		Calcolata da flusso secco in uscita e peso secco
C	46,63	kg/h		X		Calcolato da flusso in ingresso e perdite C
N	12,00	kg/h		X		Calcolato da flusso in ingresso e perdite N
P	4,00	kg/h		X		Calcolato da flusso in ingresso e perdite P
ceneri	109,61	kg/h		X		Calcolato da flusso in ingresso e perdite ceneri
<b>Centrifuga</b>						
peso secco	25%	%			X	De Feo, (2013).

perdite secco	1%	%	per adesione			ASSUNZIONE
perdite C	1%	%	per adesione			ASSUNZIONE
perdite N	1%	%	per adesione			ASSUNZIONE
perdite P	1%	%	per adesione			ASSUNZIONE
perdite ceneri	1%	%	per adesione			ASSUNZIONE
flusso totale	1259,91	kg/h		X		Calcolato da flusso secco e acqua in uscita
flusso secco	314,98	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in entrata, perdite secco ed emissioni
flusso acqua	944,93	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in uscita e peso secco
C	46,16	kg/h		X		Calcolato da C in entrata e perdite secche C
P	3,96	kg/h		X		Calcolato da P in entrata e perdite secche P
N	11,88	kg/h		X		Calcolato da N in entrata e perdite secche N
ceneri	108,52	kg/h		X		Calcolato da ceneri in entrata e perdite secche di ceneri
H2O persa	4073	kg/h		X		Calcolata come differenza tra acqua in entrata e in uscita
secco perso	3,2	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in entrata e perdite secco
C perso	0,74	kg/h		X		Calcolato da C in entrata e perdite secche ed emissioni C
N perso	0,12	kg/h		X		Calcolato da N in entrata e perdite secche N
P perso	0,04	kg/h		X		Calcolato da P in entrata e perdite secche P
ceneri perse	1,10	kg/h		X		Calcolato da ceneri in entrata e perdite secche di ceneri
polielettrolita utilizzato	0,05	kg/h			X	Depuratore Santa Giustina (RN)
consumo elettrico	15,00	kWhe/tSS			X	Campanelli M., Folidori P., Vaccari M.

						(2013),
potenza del motore principale	9,25	kW			X	Flottweg SE (2015); De Feo, (2013).
consumo elettrico	9,25	kWh		X		Calcolato dalla potenza del motore rotante
fattore di emissione CH4	384,00	mg/m3 fanghi @1%			X	Oshita, K., Okumura, T., Takaoka, M., Fujimori, T., Appels, L., & Dewil, R. (2014).
fattore di emissione N2O	7,00	mg/m3 fanghi @1%			X	Oshita, K., Okumura, T., Takaoka, M., Fujimori, T., Appels, L., & Dewil, R. (2014).
emissioni CH4	0,37	kg CH4		X		Calcolato dal fattore di emissione CH4 in base al flusso in ingresso @1%
emissioni N2O	0,01	kg N2O		X		Calcolato dal fattore di emissione N2O in base al flusso in ingresso @1%
<b>Essiccatore</b>						
peso secco	90%	%			X	De Feo (2013).
perdite secco	2%	%				ASSUNZIONE
perdite C	2%	%				ASSUNZIONE
perdite N	0%	%				ASSUNZIONE
perdite P	1%	%				ASSUNZIONE
perdite ceneri	1%	%				ASSUNZIONE
flusso totale	341,48	kg/h		X		Calcolato da flusso secco e acqua in uscita
flusso secco	307,33	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in entrata, perdite in secco e da emissioni
flusso acqua	34,15	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in uscita e peso secco
C	44,85	kg/h		X		Calcolato da C in entrata perdite secche e da emissioni C
P	3,92	kg/h		X		Calcolato da P in entrata e perdite secche P
N	11,88	kg/h		X		Calcolato da N in entrata e perdite secche N
ceneri	107,43	kg/h		X		Calcolati da ceneri in

						entrata e perdite secche in ceneri
H2O evaporata	910,78	kg/h		X		Calcolato da differenza tra flusso acqua in entrata e in uscita
secco perso	6,30	kg/h		X		Calcolato da secco in entrata e perdite in secco
C perso	1,31	kg/h		X		Calcolato da C in entrata perdite secche ed emissioni in C
N perso	0,00	kg/h		X		Calcolato da N in entrata e perdite secche in N
P perso	0,04	kg/h		X		Calcolato da P in entrata e perdite secche in P
ceneri perse	1,09	kg/h		X		Calcolato da ceneri in entrata e perdite secche in ceneri
consumo termico specifico	0,18	kWt/kg ingresso				ASSUNZIONE
consumo termico	223,26	kWht/a		X		Calcolato da consumo specifico e flusso totale ingresso
consumo specifico di NG	0,06	Nm3/kg ingresso				SMAT Group s.p.a. (ANNO).
consumo gas naturale	75,59	Nm3/h				Calcolato da consumo specifico di NG e flusso totale in ingresso
consumo elettrico specifico	0,03	kWe/kg ingresso				ASSUNZIONE
consumo elettrico	40,32	kWhe/a				Calcolato da consumo elettrico specifico e flusso totale in ingresso
solubilità CO2 in acqua	1450,00	mg/l			X	<a href="https://it.wikipedia.org/wiki/Anidride_carbonica">https://it.wikipedia.org/wiki/Anidride_carbonica</a>
CO2 massima in soluzione	1,37	kg/h		X		Calcolata dalla solubilità della CO2 e flusso acqua ingresso
emissioni di CO2	1,37	kg/h		X		Calcolato da solubilità massima
solubilità CH4 in acqua	24,00	mg/l			X	<a href="https://it.wikipedia.org/wiki/Metano">https://it.wikipedia.org/wiki/Metano</a>
CH4 massimo in solu-	0,02	kg/h		X		Calcolata dalla solubilità della CH4 e flusso

zione						acqua ingresso
emissioni di CH4	0,02	kg/h		X		Calcolato da solubilità massima
<b>Stoccaggio</b>						
flusso totale uscita	341,48	kg/h		X		Calcolato da flusso secco ed acqua
flusso secco uscita	307,33	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in entrata ed emissioni GHG
flusso acqua uscita	34,15	kg/h		X		Calcolato da flusso in entrata, nessuna perdita
C	44,85	kg/h		X		Calcolato da flusso C in entrata e perdite di C dovute alle ammissioni di GHG
N	11,88	kg/h		X		Calcolato da flusso N in entrata, nessuna perdita di materia
P	3,92	kg/h		X		Calcolato da flusso P in entrata, nessuna perdita di materia
ceneri	107,43	kg/h		X		Calcolato da flusso ceneri in entrata, nessuna perdita di materia
emissione GHG	4,90E-03	gCO2eq/h	viene considerato open storage	X		Calcolato da emissione di CO2, CH4 e N2o e rispettivi GWP
C emesso	1,34E-03	kgC/h		X		Calcolato da fattore di emissione C e flusso secco ingresso
fattore emissione CO2	1,03E-03	kg CO2/kg DM			X	Woess-Gallasch, S., Bird, N., Enzinger, P., Jungmeier, G., Padinger, R., Pena, N., & Zanchi, G. (2010).
CO2 emessa	3,16E-04	kg CO2/h		X		Calcolato da fattore emissione CO2 e flusso secco in entrata
fattore emissione CH4	4,79E-04	kg CH4/kg DM			X	Woess-Gallasch, S., Bird, N., Enzinger, P., Jungmeier, G., Padinger, R., Pena, N., & Zanchi, G. (2010).
CH4 emesso	1,47E-04	kg CH4/h		X		Calcolato da fattore emissione CH4 e flusso secco in entrata
fattore emissione N2O	1,14155E-05	kg N2O/ kg DM			X	Woess-Gallasch, S., Bird, N., Enzinger, P., Jungmeier, G., Padinger, R., Pena, N., &

						Zanchi, G. (2010).
N2O emesso	3,51E-06	kgN2O/h		X		Calcolato da fattore emissione N2O e flusso secco in entrata
TCR						
consumo energetico	135,00	kWh	scaled up from TCR 30		X	Fraunhofer UMSICHT
consumo energetico specifico	0,40	kWh/kg		X		Calcolato da consumo energetico e flusso totale ingresso
produzione specifica biochar	0,5	t/t fango @90%			X	Fraunhofer UMSICHT
produzione specifica bio-oil	0,05	t/t fango @90%			X	Fraunhofer UMSICHT
produzione specifica syngas	0,23	t/t fango @90%			X	Fraunhofer UMSICHT
process water	0,22	t/t fango @90%			X	Fraunhofer UMSICHT
H2O persa	75,12	kg/h		X		Calcolato da flusso totale in entrata e produzione acqua di processo
secco perso	0	kg/h	si considera nessuna perdita		X	Fraunhofer UMSICHT
C perso	-		si considera nessuna perdita		X	Fraunhofer UMSICHT
N perso	-		si considera nessuna perdita		X	Fraunhofer UMSICHT
P perso	-		si considera nessuna perdita		X	Fraunhofer UMSICHT
ceneri perse	-		si considera nessuna perdita		X	Fraunhofer UMSICHT
<b>Biochar</b>						
produzione	170,74	kg/h		X		Calcolato da flusso totale in ingresso e produzione specifica biochar
pci	8,60	MJ/kg			X	Fraunhofer UMSICHT
flusso energia	1468,35	MJ/h		X		Calcolato da pci e massa prodotta
flusso energia	407,88	kWh		X		Calcolato da flusso energia prodotta trasformata in MJ

efficienza di conversione energetica	0,33	MJ/MJ		X		Calcolata da flusso energia kWh e consumo energetico TCR
<b>Bio-oil</b>						
produzione	17,07	kg/h		X		Calcolato da flusso totale in ingresso e produzione specifica bio-char
pci	32,80	MJ/kg			X	Fraunhofer UMSICHT
flusso energia	560,02	MJ/h		X		Calcolato da pci e massa prodotta
flusso energia	155,56	kWh		X		Calcolato da flusso energia convertito in kWh
efficienza di conversione energetica	0,87	MJ/MJ		X		Calcolato da consumo energetico TCR e flusso energia
resa energetica biooil	1,15	MJbiooil/MJinput		X		Calcolato da flusso energia e consumo energetico TCR
<b>Syngas</b>						
produzione	78,54	kg/h		X		Calcolato da flusso totale in ingresso produzione specifica syngas
pci	18,00	MJ/kg			X	Fraunhofer UMSICHT
flusso energia	1413,72	MJ/h		X		da pci e massa prodotta
flusso energia	392,70	kWh		X		da flusso energia in MJ
efficienza di conversione energetica	1,24	MJ/MJ		X		Calcolato da consumo energetico TCR e flusso energia
resa energetica syngas	2,91	MJsyngas/MJinput		X		Calcolato da flusso energia e consumo energetico TCR
<b>CHP</b>						
efficienza elettrica	36%	%			X	Fraunhofer UMSICHT
efficienza calore	50%	%			X	Fraunhofer UMSICHT
energia elettrica dal syngas	141,37	kWhe		X		Calcolato da efficienza di conversione elettrica syngas e flusso energetico syngas
energia elettrica da bio-oil	56,00	kWhe		X		Calcolato da efficienza di conversione elettrica bio-oil e flusso energetico bio-oil
energia termica da	196,35	kWht		X		Calcolato da efficienza di conversione termi-

syngas						ca syngas e flusso energetico syngas
energia termica da bio-oil	77,78	kWht		X		Calcolato da efficienza di conversione termica bio-oil e flusso energetico bio-oil
produzione totale energia elettrica	197,37	kWh		X		Calcolata da energia elettrica prodotta dal syngas e biochar
produzione totale energia termica	274,13	kWh		X		Calcolata da energia termica prodotta dal syngas e biochar
olio lubrificante specifico	0,001	kg/kWh			X	ASSUNZIONE
olio lubrificante	0,26	kg		X		Calcolato da olio lubrificante specifico e energia elettrica prodotta
pci olio lubrificante	42,06	MJ/kg			X	<a href="http://www.larapedia.com/chimica_potere_calorifico/olio_lubrificante_per_motori_potere_calorifico_olio_lubrificante_per_motori.html">http://www.larapedia.com/chimica_potere_calorifico/olio_lubrificante_per_motori_potere_calorifico_olio_lubrificante_per_motori.html</a>
energia lubrificate	11,07	MJ		X		Calcolato da pci e quantità lubrificante
pci bio-fuel	20,64	MJ/kg		X		Calcolato come media pesata tra quantità prodotta di syngas e bio-oil e rispettivi pci
<b>Burner</b>						
efficienza combustione	0,85	%			X	Fraunhofer UMSICHT
produzione energia termica	346,69	kWh		X		Calcolato da flusso energetico biochar e efficienza combustione
<b>Pompa</b>						
potenza	3,20	kW			X	Flyght (2011).
<b>Coclea</b>						
distanza	100	m				ASSUNZIONE
alfa	2				X	ASSUNZIONE
efficienza	0,75	%			X	ASSUNZIONE
forza gravitazionale	9,81	N/kg			X	
Coclea 1 po-	3,88	kW		X		Calcolato da distanza,

tenza						flusso in entrata, alfa, efficienza e forza gravitazionale
Coclea 2 potenza	0,92	kW		X		Calcolato da distanza, flusso in entrata, alfa, efficienza e forza gravitazionale
Coclea 3 potenza	0,25	kW		X		Calcolato da distanza, flusso in entrata, alfa, efficienza e forza gravitazionale
Coclea 4 potenza	0,25	kW		X		Calcolato da distanza, flusso in entrata, alfa, efficienza e forza gravitazionale

**CONFIGURAZIONE PROGETTUALE N°2**

<b>Pre-ispessitore</b>						
peso secco in uscita	0,025	%			X	Depuratore di Santa Giustina (RN)
perdite secco	0	%				ASSUNZIONE
C	0	%				ASSUNZIONE
N	0	%				ASSUNZIONE
P	0	%				ASSUNZIONE
ceneri	0	%				ASSUNZIONE
volume	2160	m3		X		Calcolato da portata e tempo di residenza
portata	720	m3/d		X		Calcolato da flusso totale in ingresso, trasformato in m3 e rapportato al giorno
tempo di residenza	3	d			X	Depuratore di Santa Giustina (RN)
cinetica di produzione	0,0001	mg/l/d				ASSUNZIONE
potenza ponte rotante	1,1	kW			X	SERECO s.r.l., (2004)
CH4 emesso	7,20E-05	kg/h		X		Calcolato da CH4 soluto
CH4 soluto	0,72	kg/h		X		Calcolato dalla solubilità del CH4 in acqua e flusso in ingresso
N2O emesso	3,75E-07	kg/h		X		Calcolato da flusso totale in uscita, cine-

						tica di produzione e tempo di residenza
C emesso	5,40E-05	kg/h		X		Calcolato da CH4 emesso e PM
H2O	24000,00	kg/h		X		Calcolato da differenza tra flusso di acqua in entrata e uscita
flusso totale uscita	12000,00	kg/h		X		Calcolato da flusso secco e acqua in uscita
flusso secco uscita	300,00	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in entrata meno le perdite ed emissioni
flusso acqua uscita	11700,00	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in uscita e peso secco in uscita
C	69,00	kg/h		X		Calcolato da C in ingresso meno le perdite ed emissioni
N	9,00	kg/h		X		Calcolato da N in ingresso meno le perdite
P	3,00	kg/h		X		Calcolato da P in ingresso meno le perdite
ceneri	109,61	kg/h		X		Calcolato da ceneri in ingresso meno le perdite
<b>Centrifuga</b>						
peso secco	25%	%			X	De Feo, (2013).
perdite secco	1%	%	per adesione			ASSUNZIONE
perdite C	1%	%	per adesione			ASSUNZIONE
perdite N	1%	%	per adesione			ASSUNZIONE
perdite P	1%	%	per adesione			ASSUNZIONE
perdite ceneri	1%	%	per adesione			ASSUNZIONE
flusso totale	1186,87	kg/h		X		Calcolato da flusso secco e acqua in uscita
flusso secco	296,72	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in entrata, perdite secco ed emissioni
flusso acqua	890,16	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in uscita e peso secco
C	68,31	kg/h		X		Calcolato da C in entrata e perdite secche C
P	2,97	kg/h		X		Calcolato da P in en-

						trata e perdite secche P
N	8,91	kg/h		X		Calcolato da N in entrata e perdite secche N
ceneri	108,52	kg/h		X		Calcolato da ceneri in entrata e perdite secche di ceneri
H2O persa	10811,00	kg/h		X		Calcolata come differenza tra acqua in entrata e in uscita
secco perso	3,0	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in entrata e perdite secco
C perso	0,30	kg/h		X		Calcolato da C in entrata e perdite secche ed emissioni C
N perso	0,09	kg/h		X		Calcolato da N in entrata e perdite secche N
P perso	0,04	kg/h		X		Calcolato da P in entrata e perdite secche P
ceneri perse	0,0037	kg/h		X		Calcolato da ceneri in entrata e perdite secche di ceneri
polielettrolita utilizzato	0,89	kg/h			X	Depuratore Santa Giustina (RN)
consumo elettrico	15,00	kWhe/tSS			X	Campanelli M., Folidori P., Vaccari M. (2013),
potenza del motore principale	9,25	kW			X	Flottweg SE (2015); De Feo, (2013).
consumo elettrico	9,25	kWh		X		Calcolato dalla potenza del motore rotante
fattore di emissione CH4	384,00	mg/m3 fanghi @1%			X	Oshita, K., Okumura, T., Takaoka, M., Fujimori, T., Appels, L., & Dewil, R. (2014).
fattore di emissione N2O	7,00	mg/m3 fanghi @1%			X	Oshita, K., Okumura, T., Takaoka, M., Fujimori, T., Appels, L., & Dewil, R. (2014).
emissioni CH4	0,28	kg CH4		X		Calcolato dal fattore di emissione CH4 in base al flusso in ingresso @1%
emissioni N2O	0,01	kg N2O		X		Calcolato dal fattore di emissione N2O in base al flusso in in-

						gresso @1%
<b>Essiccatore</b>						
peso secco	90%	%			X	De Feo (2013).
perdite secco	2%	%				ASSUNZIONE
perdite C	2%	%				ASSUNZIONE
perdite N	0%	%				ASSUNZIONE
perdite P	1%	%				ASSUNZIONE
perdite ceneri	1%	%				ASSUNZIONE
flusso totale	321,68	kg/h		X		Calcolato da flusso secco e acqua in uscita
flusso secco	289,51	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in entrata, perdite in secco e da emissioni
flusso acqua	32,17	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in uscita e peso secco
C	66,58	kg/h		X		Calcolato da C in entrata perdite secche e da emissioni C
P	2,94	kg/h		X		Calcolato da P in entrata e perdite secche P
N	8,91	kg/h		X		Calcolato da N in entrata e perdite secche N
ceneri	107,43	kg/h		X		Calcolati da ceneri in entrata e perdite secche in ceneri
H2O evaporata	857,99	kg/h		X		Calcolato da differenza tra flusso acqua in entrata e in uscita
secco perso	5,93	kg/h		X		Calcolato da secco in entrata e perdite in secco
C perso	1,73	kg/h		X		Calcolato da C in entrata perdite secche ed emissioni in C
N perso	0,00	kg/h		X		Calcolato da N in entrata e perdite secche in N
P perso	0,03	kg/h		X		Calcolato da P in entrata e perdite secche in P
ceneri perse	1,09	kg/h		X		Calcolato da ceneri in entrata e perdite secche in ceneri
consumo	0,18	kWt/kg in-				ASSUNZIONE

termico specifico		gresso				
consumo termico	210,31	kWht/a		X		Calcolato da consumo specifico e flusso totale ingresso
consumo specifico di NG	0,06	Nm3/kg ingresso			X	SMAT Group s.p.a. (ANNO).
consumo gas naturale	71,21	Nm3/h		X		Calcolato da consumo specifico di NG e flusso totale in ingresso
consumo elettrico specifico	0,03	kWe/kg ingresso				ASSUNZIONE
consumo elettrico	37,98	kWhe/a		X		Calcolato da consumo elettrico specifico e flusso totale in ingresso
solubilità CO2 in acqua	1450,00	mg/l			X	<a href="https://it.wikipedia.org/wiki/Anidride_carbonica">https://it.wikipedia.org/wiki/Anidride_carbonica</a>
CO2 massima in soluzione	1,29	kg/h		X		Calcolata dalla solubilità della CO2 e flusso acqua ingresso
emissioni di CO2	1,29	kg/h		X		Calcolato da solubilità massima
solubilità CH4 in acqua	24,00	mg/l			X	<a href="https://it.wikipedia.org/wiki/Metano">https://it.wikipedia.org/wiki/Metano</a>
CH4 massimo in soluzione	0,02	kg/h		X		Calcolata dalla solubilità della CH4 e flusso acqua ingresso
emissioni di CH4	0,02	kg/h		X		Calcolato da solubilità massima
<b>Stoccaggio</b>						
flusso totale uscita	321,68	kg/h		X		Calcolato da flusso secco ed acqua
flusso secco uscita	289,51	kg/h		X		Calcolato da flusso secco in entrata ed emissioni GHG
flusso acqua uscita	32,17	kg/h		X		Calcolato da flusso in entrata, nessuna perdita
C	66,57	kg/h		X		Calcolato da flusso C in entrata e perdite di C dovute alle emissioni di GHG
N	8,91	kg/h		X		Calcolato da flusso N in entrata, nessuna perdita di materia
P	2,94	kg/h		X		Calcolato da flusso P in entrata, nessuna

						perdita di materia
ceneri	107,43	kg/h		X		Calcolato da flusso ceneri in entrata, nessuna perdita di materia
emissione GHG	4,61E-03	gCO2eq/h	viene considerato open storage	X		Calcolato da emissione di CO2, CH4 e N2o e rispettivi GWP
C emesso	1,26E-03	kgC/h		X		Calcolato da fattore di emissione C e flusso secco ingresso
fattore emissione CO2	1,03E-03	kg CO2/kg DM			X	Woess-Gallasch, S., Bird, N., Enzinger, P., Jungmeier, G., Padinger, R., Pena, N., & Zanchi, G. (2010).
CO2 emessa	2,97E-04	kg CO2/h		X		Calcolato da fattore emissione CO2 e flusso secco in entrata
fattore emissione CH4	4,79E-04	kg CH4/kg DM			X	Woess-Gallasch, S., Bird, N., Enzinger, P., Jungmeier, G., Padinger, R., Pena, N., & Zanchi, G. (2010).
CH4 emesso	1,39E-04	kg CH4/h		X		Calcolato da fattore emissione CH4 e flusso secco in entrata
fattore emissione N2O	1,14155E-05	kg N2O/ kg DM			X	Woess-Gallasch, S., Bird, N., Enzinger, P., Jungmeier, G., Padinger, R., Pena, N., & Zanchi, G. (2010).
N2O emesso	3,30E-06	kgN2O/h		X		Calcolato da fattore emissione N2O e flusso secco in entrata
<b>TCR</b>						
consumo energetico	135,00	kWh	scaled up from TCR 30		X	Fraunhofer UMSICHT
consumo energetico specifico	0,40	kWh/kg		X		Calcolato da consumo energetico e flusso totale ingresso
produzione specifica biochar	0,5	t/t fango @90%			X	Fraunhofer UMSICHT
produzione specifica bio-oil	0,05	t/t fango @90%			X	Fraunhofer UMSICHT
produzione specifica syngas	0,23	t/t fango @90%			X	Fraunhofer UMSICHT
process water	0,22	t/t fango @90%			X	Fraunhofer UMSICHT

H2O persa	70,77	kg/h		X		Calcolato da flusso totale in entrata e produzione acqua di processo
secco perso	0	kg/h	si considera nessuna perdita		X	Fraunhofer UMSICHT
C perso	-		si considera nessuna perdita		X	Fraunhofer UMSICHT
N perso	-		si considera nessuna perdita		X	Fraunhofer UMSICHT
P perso	-		si considera nessuna perdita		X	Fraunhofer UMSICHT
ceneri perse	-		si considera nessuna perdita		X	Fraunhofer UMSICHT
<b>Biochar</b>						
produzione	160,84	kg/h		X		Calcolato da flusso totale in ingresso e produzione specifica biochar
pci	8,60	MJ/kg			X	Fraunhofer UMSICHT
flusso energia	1383,23	MJ/h		X		Calcolato da pci e massa prodotta
flusso energia	384,23	kWh		X		Calcolato da flusso energia prodotta trasformata in MJ
efficienza di conversione energetica	0,35	MJ/MJ		X		Calcolata da flusso energia kWh e consumo energetico TCR
<b>Bio-oil</b>						
produzione	16,08	kg/h		X		Calcolato da flusso totale in ingresso e produzione specifica biochar
pci	32,80	MJ/kg			X	Fraunhofer UMSICHT
flusso energia	527,56	MJ/h		X		Calcolato da pci e massa prodotta
flusso energia	146,54	kWh		X		Calcolato da flusso energia convertito in kWh
efficienza di conversione energetica	0,92	MJ/MJ		X		Calcolato da consumo energetico TCR e flusso energia
resa energetica biooil	1,09	MJbiooil/MJinput		X		Calcolato da flusso energia e consumo energetico TCR

<b>Syngas</b>						
produzione	73,99	kg/h		X		Calcolato da flusso totale in ingresso produzione specifica syngas
pci	18,00	MJ/kg			X	Fraunhofer UMSICHT
flusso energia	1331,77	MJ/h		X		da pci e massa prodotta
flusso energia	369,93	kWh		X		da flusso energia in MJ
efficienza di conversione energetica	1,31	MJ/MJ		X		Calcolato da consumo energetico TCR e flusso energia
resa energetica syngas	2,74	MJsyngas/MJ input		X		Calcolato da flusso energia e consumo energetico TCR
<b>CHP</b>						
efficienza elettrica	36%	%			X	Fraunhofer UMSICHT
efficienza calore	50%	%			X	Fraunhofer UMSICHT
energia elettrica dal syngas	133,18	kWhe		X		Calcolato da efficienza di conversione elettrica syngas e flusso energetico syngas
energia lettrica da bio-oil	52,76	kWhe		X		Calcolato da efficienza di conversione elettrica bio-oil e flusso energetico bio-oil
energia termica da syngas	184,97	kWht		X		Calcolato da efficienza di conversione termica syngas e flusso energetico syngas
energia termica da bio-oil	73,27	kWht		X		Calcolato da efficienza di conversione termica bio-oil e flusso energetico bio-oil
produzione totale energia elettrica	185,93	kWh		X		Calcolata da energia elettrica prodotta dal syngas e biochar
produzione totale energia termica	258,24	kWh		X		Calcolata da energia termica prodotta dal syngas e biochar
olio lubrificante specifico	0,001	kg/kWh			X	ASSUNZIONE
olio lubrificante	0,25	kg/h		X		Calcolato da olio lubrificante specifico e

						energia elettrica prodotta
pci olio lubrificante	42,06	MJ/kg			X	<a href="http://www.larapedia.com/chimica_potere_calorifico/olio_lubrificante_per_motori_potere_calorifico_olio_lubrificante_per_motori.html">http://www.larapedia.com/chimica_potere_calorifico/olio_lubrificante_per_motori_potere_calorifico_olio_lubrificante_per_motori.html</a>
energia lubrificate	10,43	MJ		X		Calcolato da pci e quantità lubrificante
pci bio-fuel	20,64	MJ/kg		X		Calcolato come media pesata tra quantità prodotta di syngas e bio-oil e rispettivi pci
<b>Burner</b>						
efficienza combustione	0,85	%			X	Fraunhofer UMSICHT
produzione energia termica	326,60	kWh		X		Calcolato da flusso energetico biochar e efficienza combustione
<b>GWP 100</b>						
N2O	296				X	BioGrace I
CH4	23				X	BioGrace I
<b>LHV</b>						
fango secondario	25,50	MJ/kg			X	Metcalf&Eddy, (1991)
fango pre-ispessito	25,50	MJ/kg		X		Calcolato da LHV del fango secondario
fango digerito	20,40	MJ/kg			X	Metcalf&Eddy, (1991)
fango post ispessito	20,40	MJ/kg		X		Calcolato da LHV del fango digerito
fango centrifugato	18,69	MJ/kg		X		Calcolato da LHV del fango post-ispessito
fango essiccato	18,70	MJ/kg			X	Metcalf&Eddy, (1991)
fango stoccato	18,70	MJ/kg			X	Metcalf&Eddy, (1991)
<b>capture and replacement of biochar</b>	0,34	gCO2eq/Mjbi liquido			X	Comunicazione personale di Diego Marazza relativa alla preparazione dell'articolo Life Cycle Assessment...
<b>Pompa</b>						
potenza	3,20	kW			X	Flyght (2011).
<b>Coclea</b>						

distanza	100	m				ASSUNZIONE
alfa	2					ASSUNZIONE
efficienza	0,75	%				ASSUNZIONE
forza gravitazionale	9,81	N/kg				ASSUNZIONE
Potenza coclea 2	0,86	kW		X		Calcolato da distanza, flusso in entrata, alfa, efficienza e forza gravitazionale
Potenza coclea 3	0,23	kW		X		Calcolato da distanza, flusso in entrata, alfa, efficienza e forza gravitazionale
Potenza coclea 4	0,23	kW		X		Calcolato da distanza, flusso in entrata, alfa, efficienza e forza gravitazionale

Per i valori utilizzati nella configurazione progettuale N°1 si fa riferimento a quelli relativi alla configurazione N°2.

## APPENDICE B

### ANALISI DEL CICLO DI VITA: METODOLOGIA LCA

Il metodo “Life Cycle Assessment” (LCA) è una procedura standardizzata che permette di registrare, quantificare e valutare i danni ambientali connessi con un prodotto, una procedura o un servizio, all’interno di un contesto, che deve essere definito a priori (Striegel, 2000).

Questo strumento metodologico è compreso all’interno del più ampio approccio “Life Cycle Thinking” (LCT) il quale prevede l’analisi degli impatti ambientali causati da tutte le fasi di vita di un prodotto (o di un servizio o di un processo): dall’estrazione delle materie prime al fine vita. Il LCT costituisce un modo nuovo di affrontare l’analisi dell’impatto ambientale perché permette una visione globale del sistema produttivo dove tutti i processi sono presi in considerazione in quanto partecipano attivamente alla realizzazione di una funzione per cui sono progettati.

Risalgono agli anni sessanta i primi studi sull’analisi del ciclo di vita; fin da allora lo scopo fu quello di riuscire a quantificare le emissioni e gli impieghi di risorse necessari per la produzione e lo sviluppo dei prodotti.

Col passare degli anni si è avuta una sempre maggior diffusione dell’impiego di tali tecniche; tuttavia solo negli anni ’90, date le preoccupanti condizioni ambientali rilevate negli anni ’80, si arriverà, durante il congresso SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Chemistry*) del 1993 in Vermont, Canada, a definire compiutamente il LCA e ad impostarne necessarie metodologie di studio.

Il *Life Cycle Assessment* fu definito come “un procedimento oggettivo di valutazione dei carichi energetici ed ambientali relativi ad un processo od un’attività, effettuato attraverso l’identificazione dell’energia e dei materiali usati e dei rifiuti rilasciati nell’ambiente. La valutazione include l’intero ciclo di vita del processo o attività, comprendendo l’estrazione ed il trasporto delle materie prime, la fabbricazione, il trasporto, la distribuzione, l’uso, il riuso, il riciclo e lo smaltimento finale”.

Si tratta infatti di “un metodo oggettivo di valutazione e quantificazione dei carichi energetici ed ambientali e degli impatti potenziali associati ad un prodotto/processo/attività lungo l’intero ciclo di vita, dall’acquisizione delle materie prime al fine vita (“dalla Culla alla Tomba”)” (Istituto Superiore di Protezione e Ricerca Ambientale, 2003?).

La rilevanza di tale tecnica risiede principalmente nel suo approccio innovativo che consiste nel valutare tutte le fasi di un processo produttivo come correlate e dipendenti. Tra gli strumenti nati per l'analisi di sistemi industriali il LCA ha assunto un ruolo preminente ed è in forte espansione a livello nazionale ed internazionale.

A livello internazionale la metodologia LCA è regolamentata dalle norme ISO 14040 e 14044, in base alle quali uno studio di valutazione del ciclo di vita prevede: la definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione dell'analisi, la compilazione di un inventario degli input e degli output di un determinato sistema, la valutazione del potenziale impatto ambientale correlato a tali input ed output e infine l'interpretazione dei risultati.

Le motivazioni per cui si esegue un'analisi di questo tipo possono essere molteplici, infatti l'LCA può supportare:

- l'identificazione delle opportunità di miglioramento degli aspetti ambientali dei prodotti nei diversi stadi del loro ciclo di vita;
- le decisioni nell'industria e nelle organizzazioni governative e non governative (per esempio nella pianificazione strategica, scelta di priorità, progettazione o riprogettazione di prodotti o di processi);
- la scelta di indicatori rilevanti di prestazione ambientale con le relative tecniche di misurazione;
- la commercializzazione dei prodotti (per esempio una dichiarazione ecologica o un sistema di etichettatura ecologica).

Il LCA, del resto, rappresenta un supporto fondamentale allo sviluppo di schemi di Etichettatura Ambientale: nella definizione dei criteri ambientali di riferimento per un dato gruppo di prodotti (etichette ecologiche di tipo I: Ecolabel), o come principale strumento atto ad ottenere una Dichiarazione Ambientale di Prodotto: DAP (etichetta ecologica di tipo III) (ISPRA, 2003?).

Come già sottolineato, la struttura e le richieste di LCA sono fissate nelle normative ISO 14040 e 14044. In accordo con queste regolamentazioni, il metodo si divide in 4 parti :

5. Definizione di ambito ed obiettivo (“Goal and Scope”)
6. Analisi dell'inventario (“Life Cycle Inventory-LCI”)
7. Stima dell'impatto (“Life Cycle Impact Assessment-LCIA”)
8. Interpretazione (“Life Cycle Interpretation”)

## **Definizione di ambito e obiettivo**

In accordo con le intenzioni e gli interessi specifici, viene definito il contesto dell'indagine e vengono fissate le richieste per le fasi successive. Questo aspetto potrebbe riguardare il livello di approfondimento dello studio, la qualità dei dati richiesta, la selezione dei parametri per la realizzazione della stima dell'impatto ambientale e le possibili interpretazioni all'interno del contesto della valutazione; il risultato nasce dai processi iterativi di LCA.

### Definizione dell'obiettivo

I fini concreti e gli interessi specifici di uno studio LCA devono essere fissati durante la fase di definizione dell'obiettivo; allo stesso modo, anche i gruppi a cui è indirizzata l'indagine devono essere indicati chiaramente. Se necessario, bisognerebbe sottolineare quale sia il ruolo di LCA all'atto di prendere una decisione ed, eventualmente, se questa indagine sia collegata o meno ad altre (ad esempio: di taglio economico, tecnologico o sociale). All'atto di rendere noti i risultati, inoltre, è molto importante sottolineare quali siano le domande per le quali LCA è adatto e quali non lo siano.

### Definizione dei confini del sistema

I confini del sistema devono essere definiti in accordo con quelli che sono gli obiettivi dell'analisi di LCA. Innanzitutto, è necessario vagliare attentamente i mezzi utilizzabili, il contesto temporale e la disponibilità (o meno) di tutti i dati necessari. Entrando più nel dettaglio, bisogna determinare tutti gli aspetti temporali, spaziali, pratici e tecnici (cioè la scala del bilancio) relativi allo studio. I confini del sistema costituiscono l'interfaccia con l'ambiente e con gli altri sistemi di prodotti; essi definiscono anche quali procedure vadano incluse e quali escluse dall'indagine. Per quanto riguarda l'acquisizione dei dati, è necessario determinarne la scala, il tipo (specifico, medio) e la qualità.

La definizione del campo di applicazione comporta l'approfondimento di diverse tematiche, quali la funzione del sistema prodotto, l'unità funzionale, i confini iniziali del sistema prodotto e i requisiti di qualità dei dati.

Il primo passo per l'applicazione del procedimento di Valutazione del Ciclo di Vita è, infatti, la rappresentazione del processo da analizzare, attraverso un diagramma di flusso che, in maniera sequenziale ed interconnessa, colleghi tra loro i successivi step del ciclo di vita di un prodotto, tramite flussi di materia e di energia in ingresso e in uscita e ci consenta di definire ed identificare, attraverso ciascun blocco, la natura e la tipologia dei processi che hanno significatività ai fini dello studio (Rebitzera *et al.*, 2003). Un sistema di prodotto è un in-

sieme di unità di processo interconnesse da flussi di prodotti intermedi, che rappresentano una o più funzioni definite. La descrizione di un sistema di prodotto comprende le unità di processo, i flussi elementari e i flussi di prodotti che oltrepassano i confini del sistema, sia in ingresso che in uscita, nonché i flussi dei prodotti intermedi dentro il sistema.

Ai fini della caratterizzazione del sistema di prodotto, oggetto di analisi fondamentale è la definizione della funzione, dell'unità funzionale e del relativo flusso di riferimento.

Le funzioni individuano le caratteristiche prestazionali del sistema, ovvero le finalità del sistema, scelte in relazione agli obiettivi dello studio, mentre l'unità funzionale definisce la quantificazione delle funzioni identificate e, quindi, una misura delle prestazioni del flusso in uscita dal sistema di prodotto; l'obiettivo è quello di fornire un riferimento chiaro e misurabile rispetto al quale i dati in ingresso e in uscita vengono normalizzati. Il flusso di riferimento, infine, non è altro che il prodotto necessario per soddisfare la funzione (UNI EN ISO 14040, 2006).

Le richieste relative alla qualità dei dati in generale descrivono le caratteristiche che devono avere i dati utilizzati per lo studio. La descrizione della qualità dei dati è importante per comprendere l'affidabilità dello studio ed interpretarne correttamente i risultati. Questi requisiti quindi riguardano fattori relativi a rappresentatività temporale, geografica, tecnologica, precisione, completezza e accuratezza.

### **Analisi dell'inventario**

La fase di analisi dell'inventario si caratterizza come il procedimento di calcolo di tutti i dati precedentemente identificati, per la quantificazione dei flussi in ingresso e in uscita dal sistema di prodotto, nonché dei flussi intermedi tra le unità di processo, attraverso un procedimento iterativo che, tramite l'acquisizione di un numero sempre crescente di dati, determina cambiamenti nelle procedure di calcolo e nella stessa definizione dei confini del sistema allo studio. Questa fase costituisce, a sua volta, lo spunto per la successiva determinazione degli impatti indotti sui comparti ambientali e sulla salute dell'uomo (UNI EN ISO 14040 e 14044, 2006).

L'analisi d'inventario può essere suddivisa in tre sottofasce:

- Raccolta dati : input di energia, materie prime, materiali ausiliari, prodotti, coprodotti, rifiuti, emissioni in aria, scarichi al suolo e in acqua;
- Elaborazione dei dati: validazione dati raccolti e loro relativizzazione rispetto all'unità funzionale;
- Allocazione: attribuzione dei flussi in entrata ed in uscita in base ai prodotti e coprodotti.

L'allocazione è un procedimento attraverso il quale i flussi di materia e di energia in ingresso in un'unità di processo vengono ripartiti tra i diversi prodotti in uscita, in maniera tale da attribuire a ciascuno di loro le rispettive aliquote di risorse impiegate e di inquinanti emessi, ovvero caratterizzare il contributo fornito da ciascuna sottoattività agli impatti ambientali complessivi. In generale, fin quando possibile, il processo di allocazione deve essere evitato, andando a scomporre la singola unità di processo in sottounità e determinando per ciascuna di esse i flussi in ingresso e in uscita, ovvero estendendo i confini del sistema di prodotto, per includere funzioni aggiuntive relative ai sottoprodotti.

In particolare, il procedimento di espansione dei confini del sistema, per confrontare processi con output differenti, consiste nell'includere altre attività o sottoattività in aggiunta a quelle già considerate (Rebitzera *et al.*, 2003).

I risultati ottenuti attraverso l'analisi di inventario devono, successivamente, essere oggetto di una fase di interpretazione. Questa operazione dà l'opportunità di verificare la validità delle attività condotte, in relazione all'obiettivo dello studio e al campo di applicazione.

In particolare, l'interpretazione dei risultati deve comprendere una valutazione della qualità dei dati, delle scelte metodologiche e delle analisi di sensibilità dei flussi in ingresso e in uscita, in maniera tale da valutare l'incertezza dei risultati (UNI EN ISO 14040 e 14044, 2006).

### **Valutazione degli impatti**

La fase di valutazione dell'impatto del ciclo di vita consente di identificare e quantificare gli impatti sull'ambiente e sulla salute dell'uomo indotti dai flussi in uscita dai confini del sistema. Tale operazione viene condotta individuando le categorie d'impatto, ovvero i fattori ambientali interessati, ed assegnando ad essi i risultati dell'LCI; tramite i modelli di caratterizzazione si definiscono gli indicatori di categoria, associati a ciascuna categoria di impatto che, a loro volta, hanno una determinata rilevanza ambientale sui punti finali di categoria, ossia sull'aspetto ambientale naturale, della salute umana o delle risorse, che rappresentano i fattori ambientali interessati (UNI EN ISO 14040 e 14044, 2006).

I risultati dell'analisi d'inventario vengono assegnati a ciascuna categoria di impatto e, tramite un modello di caratterizzazione, questi risultati si trasformano in indicatori di categoria. Il modello di caratterizzazione è utilizzato, infatti, per calcolare i fattori di caratterizzazione e, quindi, il risultato di indicatore, che fornisce la quantificazione dei flussi in uscita che hanno impatti sui diversi comparti ambientali, rappresentati dal punto finale di categoria. La classificazione provvede, quindi, ad assegnare i risultati dell'analisi di inventario alle diver-

se categorie di impatto, in maniera tale da individuare quali risultati ottenuti hanno effetto sulla diverse categorie. La fase di caratterizzazione, invece, consente di trasformare i risultati dell'analisi d'inventario del ciclo di vita in unità di misura comuni e di aggregarli a ciascuna categoria di impatto, attraverso i fattori di caratterizzazione.

### **Interpretazione del ciclo di vita**

L'Interpretazione del Ciclo di Vita è l'ultima fase della procedura di LCA, nella quale i risultati dei precedenti procedimenti di LCI e LCIA vengono riepilogati e discussi, al fine di giungere a conclusioni e raccomandazioni sulle iniziative da intraprendere, in relazione agli obiettivi dello studio e al relativo campo di applicazione (SETAC, 1993).

L'obiettivo è, inoltre, quello di presentare in maniera chiara e trasparente i risultati dello studio effettuato, in modo tale da fornire un valido strumento di consultazione ai soggetti decisori e al pubblico cui eventualmente tali informazioni sono destinate. A tal fine la fase di Interpretazione del Ciclo di Vita comprende tre stadi successivi:

- Identificazione dei fattori significativi sulla base dei risultati delle fasi LCI o LCIA del LCA;
- Valutazione, comprensiva dei controlli di completezza, sensibilità e coerenza;
- Conclusioni, raccomandazioni e redazione di un rapporto.

La fase di identificazione dei fattori significativi si pone come obiettivo la caratterizzazione dei metodi utilizzati, delle assunzioni, delle ipotesi sulla base delle quali è stato sviluppato lo studio, quali ad esempio le regole di allocazione, le decisioni di esclusione, la scelta delle categorie di impatto, degli indicatori di categoria e dei modelli.

Una volta raccolti i risultati a disposizione, se questi soddisfano le esigenze dello studio, si pone la necessità di determinarne la significatività; in particolare la normativa non fornisce specifiche indicazioni a tal riguardo, ma sono disponibili diversi approcci o metodi che consentono, comunque, di evidenziare come la significatività di un risultato non possa essere espressa in termini assoluti, ma relativi al contesto specifico del sistema di prodotto allo studio. La fase di valutazione si pone come obiettivo la definizione e il miglioramento dell'affidabilità e dell'attendibilità dei risultati; tale operazione viene condotta attraverso tre fasi successive: Controllo di completezza; Controllo di sensibilità; Controllo di coerenza. Il controllo di completezza è volto ad assicurare che tutte le informazioni e i dati necessari all'interpretazione siano disponibili e completi.

Nel caso in cui il dato eventualmente mancante non è indispensabile per soddisfare l'obiettivo dello studio è possibile procedere alla valutazione, in caso contrario le fasi di LCI e LCIA devono essere riesaminate o si deve variare l'obiettivo dell'analisi.

Il controllo di sensibilità, invece, si pone come obiettivo quello di valutare l'attendibilità dei risultati finali, determinando se sono influenzati dalle incertezze nei dati, dai metodi di allocazione o dal calcolo dei risultati degli indicatori di categoria.

Il controllo di coerenza, infine, va a valutare se le ipotesi, i metodi e i dati sono coerenti con l'obiettivo e il campo di applicazione dello studio. A tal fine la normativa specifica le informazioni da fornire e le domande a cui è lecito dare una risposta, ossia in generale la coerenza con la quale devono essere condotte tutte le operazioni di analisi.

La fase di interpretazione del ciclo di vita si chiude con le conclusioni e le raccomandazioni. In generale, l'obiettivo in questa fase è quello di analizzare i risultati dello studio e trarre delle conclusioni. Dove appropriato, in base all'obiettivo e al campo di applicazione, è possibile fornire anche delle raccomandazioni, al fine di agevolare il processo decisionale e condurre i soggetti interessati a compiere le migliori scelte possibili (UNI EN ISO 14040 e 14044, 2006).

Il LCA può presentare limiti dovuti a scarsa qualità dei dati di input, ipotesi soggettive, metodologie e interpretazioni non accettate dalla comunità scientifica. Uno degli attuali limiti della LCA è l'incapacità di integrare la complessa gamma di impatti ambientali che risultano dall'attività industriale, cosa che risulta particolarmente vera per gli impatti sul terreno e sulla bio-diversità. Il LCA è maggiormente applicabile a indicatori di impatti su scala globale (es: *global warming*) e meno agli impatti locali come lo smog, dove i fattori temporali e spaziali delle emissioni hanno più rilevanza.

## APPENDICE C

### DEPURAZIONE DELLE ACQUE: LIMITE E PROBLEMATICHE

Le attività sociali, produttive e ricreative, principalmente in ambito urbano, richiedono ed utilizzano una grande quantità di acqua. La conseguenza diretta dell'utilizzo dell'acqua è la produzione di scarichi che, per poter essere restituiti all'ambiente, devono necessariamente essere sottoposti ad un trattamento depurativo. Le acque reflue urbane, che in passato contenevano quasi esclusivamente sostanze biodegradabili, presentano attualmente maggiori problemi di smaltimento a causa della presenza sempre più ampia di composti chimici di origine sintetica, impiegati prevalentemente nel settore industriale. I mari, i fiumi ed i laghi non sono in grado di ricevere una quantità di sostanze inquinanti superiore alla propria capacità autodepurativa senza vedere compromessa la qualità delle proprie acque ed i normali equilibri dell'ecosistema. E' evidente quindi la necessità di depurare le acque reflue attraverso sistemi di trattamento che imitino i processi biologici che avvengono naturalmente nei corpi idrici (la depurazione risulta però molto più veloce negli impianti rispetto ai corsi d'acqua, grazie alla tecnologia ed all'energia impiegata). Il trattamento del refluo è tanto più spinto quanto più i corpi idrici recettori (mari, fiumi, laghi, etc.) risultano a rischio di inquinamento permanente (Istituto Superiore Per La Protezione E Ricerca Ambientale, 2008). La normativa italiana in materia di acque predispone, con il D.Lgs. 3 Aprile 2006, n.152 e s.m.i., un completo programma di tutela dei corpi idrici dall'inquinamento. Oltre a disciplinare gli scarichi mantenendo, almeno in una prima fase transitoria, valori limite di concentrazione per le varie sostanze contenute nelle acque reflue, il decreto concentra l'attenzione sulla qualità del corpo idrico recettore prevedendo lo sviluppo di attività di monitoraggio per la quantificazione del danno ambientale esercitato dall'uomo ed offrendo le basi per la ricerca di sistemi di depurazione "appropriati" in base a specifici obiettivi di qualità delle acque naturali (Istituto Superiore Protezione e Ricerca Ambientale, 2008).

Laddove crescenti quantitativi di acque reflue trattate vengono rilasciati in corpi idrici utilizzati come fonti di approvvigionamento, sorgono problemi relativi alla qualità dell'acqua stessa. Le acque del Po e di molti altri fiumi italiani vengono utilizzate come fonti di acqua per uso urbano e industriale, e fungono allo stesso tempo da corpi idrici recettori per le acque reflue trattate a valle dell'utilizzo. In Italia il riutilizzo delle acque re-

flue, in particolare a scopo agricolo, si è ispirato inizialmente alle norme molto restrittive emanate in California, ma le norme tecniche attualmente in vigore sono quelle del Decreto del Ministero dell'Ambiente n. 185 del 2003. La definizione dei rischi per la salute pubblica basati su fondamenti scientifici è una sfida ancora aperta. Tra le principali obiezioni al riutilizzo delle acque reflue depurate per scopi potabili possono citarsi (I) la mancanza di informazioni sufficienti sui rischi per la salute umana posti da alcuni agenti patogeni e costituenti chimici delle acque, (II) la natura di costituenti chimici e di possibili agenti patogeni sconosciuti e non identificati e (III) l'efficacia dei processi di trattamento per la loro rimozione (Metcalf & Eddy, 2006). Tra questi i distruttori endocrini di tipo chimico costituiscono un importante rischio per la salute in quanto possono simulare l'azione degli ormoni prodotti dai vertebrati, causando risposte eccessive o inibendo il loro effetto (Trussel, 2001).

Numerosi reflui industriali contengono COV che possono essere infiammabili, tossici, maleodoranti e possono contribuire alla formazione dello smog fotochimico e dell'ozono troposferico. Gli effluenti che contengono residui di cloro sono tossici per la vita acquatica, pertanto molti provvedimenti normativi riguardano la loro rimozione prima dello scarico. Altri importanti problemi sono relativi alla eliminazione dei sottoprodotti della disinfezione che sono potenzialmente cancerogeni e si formano nel momento in cui il cloro reagisce con la sostanza organica (Metcalf & Eddy, 2006). Considerata la sempre minor disponibilità di acqua di buona qualità, un tema di grande attualità, oggetto di attenzione sia scientifica che legislativa, è la possibilità di riutilizzo di acque reflue depurate. Esso rappresenta un approccio evolutivo per un uso più razionale della risorsa idrica all'interno della gestione dell'intero ciclo delle acque.

Riusare le acque reflue depurate presenta due importanti vantaggi:

I) Riduzione del prelievo delle acque superficiali e sotterranee con il conseguente risparmio, anche economico, attraverso l'utilizzo multiplo delle acque reflue (Asano & Levine, 1996). Gli effetti positivi di questo diventano molto evidenti specialmente nelle regioni con scarsa disponibilità di risorse idriche (Nurizzo, 2003), anche se con la crescita della sensibilità ambientale e come risposta alle pressanti esigenze di incrementare le quantità di acqua utilizzabili in agricoltura, per l'industria e a scopi potabili, il tema del riutilizzo delle acque si sta diffondendo sempre più anche nei paesi con maggiori quantitativi d'acqua primaria disponibile (Metcalf & Eddy, 2006); II) Salvaguardia dell'ambiente idrico. Riutilizzando le acque depurate, è, infatti, possibile alleggerire la pressione sui

corpi idrici superficiali, in quanto si riduce l'uso di fertilizzanti chimici (Metcalf & Eddy, 2006).

Questi vantaggi hanno quindi portato negli ultimi anni a un'attenzione internazionale in continua crescita per il recupero e il successivo riuso delle acque. Ciò si è tradotto in un gran numero di norme specifiche e di linee guida. La normativa esistente sui temi del risparmio idrico e del riutilizzo delle acque derivanti da processi di depurazione delle acque reflue, compresa quella italiana (D. Lgs. 152/1999, D. Lgs. 258/2000 e D. Lgs 152/2006). I parametri da considerare di volta in volta variano in base al tipo di riutilizzo previsto per le acque reflue recuperate. Le attività in cui è possibile l'uso di queste acque sono svariate e in particolare, nella normativa italiana (D. Lgs 152/2006), ne sono individuate quattro: in campo agricolo per l'irrigazione; in campo industriale come acque di processo, per eventuali cicli termici, per lavaggi e trattamento fumi; in campo ambientale per la ricarica della falda infine in quello civile per il lavaggio delle strade, per la rete antincendio e per l'alimentazione delle reti duali di adduzione. Per ogni settore le richieste di qualità sono diverse e i limiti diventano sempre più stringenti all'aumentare del rischio di ingestione di acqua depurata da parte del pubblico, degli operatori di settore o dei consumatori.