

Alma Mater Studiorum – Università di Bologna

DOTTORATO DI RICERCA IN

Geingegneria, Georisorse e Ingegneria Geotecnica

Ciclo XXV

SETTORE CONCORSUALE DI AFFERENZA: 08/A2  
SETTORE SCIENTIFICO DISCIPLINARE: ING – IND/29

VALUTAZIONE AMBIENTALE DI TECNOLOGIE DI  
BONIFICA PER ACQUIFERI CONTAMINATI  
ATTRAVERSO LA METODOLOGIA LCA

**Presentata da: Luca Antonozzi**

**Coordinatore dottorato:**

**Relatore:**

**Ing. Paolo Berry**

**Prof. Ing. Alessandra Bonoli**

**Esame finale anno 2014**

*"I heartily accept the motto, — "That government is best which governs least"; and I should like to see it acted up to more rapidly and systematically. Carried out, it finally amounts to this, which also I believe, — "That government is best which governs not at all"; and when men are prepared for it, that will be the kind of government which they will have. Government is at best but an expedient; but most governments are usually, and all governments are sometimes, inexpedient. The objections which have been brought against a standing army, and they are many and weighty, and deserve to prevail, may also at last be brought against a standing government."*

*Henry David Thoreau, Civil disobedience*

## INDICE

1	Introduzione.....	11
2	Tecnologie di bonifica per acquiferi contaminati: tecnologie di riferimento e quadro normativo .....	13
2.1	Permeable Reactive Barrier .....	13
2.1.1	Tipologie costruttive più usate .....	13
2.1.2	Varianti costruttive: le multi-barrier .....	15
2.1.3	Media per il riempimento della barriera .....	17
2.1.4	PRB design.....	25
2.1.5	Longevità della PRB con ZVI.....	28
2.2	Pump and Treat System.....	31
2.2.1	Parametri idraulici ed idrogeologici.....	34
2.2.2	Tipologia dei contaminanti d'interesse (COC).....	34
2.2.3	Caratteristiche chimiche dell'acqua .....	35
2.2.4	Velocità di estrazione .....	36
2.2.5	Restrizioni di carattere fisico e legislativo.....	37
2.2.6	Scelta tra le opzioni di bonifica disponibili .....	37
2.2.7	Approfondimento: Granular Activated Carbon.....	41
2.3	Il quadro normativo in materia di obiettivi di bonifica .....	50
3	MATERIALI E METODI .....	52
3.1	L'analisi del ciclo di vita .....	52
3.1.1	Definizione e normative di riferimento .....	52
3.1.2	Origini e sviluppo .....	55
3.1.3	Differenti tipologie di LCA .....	57
3.1.4	LCA: metodologia .....	60
3.1.5	Definizione di obiettivo e campo di applicazione dello studio.....	61
3.1.6	Analisi di inventario - LCI.....	64
3.1.7	Analisi degli impatti.....	67
3.1.8	Interpretazione dei risultati .....	81
3.1.9	Software per LCA .....	82
3.1.10	Database per LCA .....	83
3.1.11	Simapro 7.3.3 .....	85

4	DESCRIZIONE DEL CASO STUDIO .....	87
4.1	Il sistema BEARD per la riduzione di solventi clorurati: principi di funzionamento .....	87
4.2	Layout del sistema in scala di laboratorio .....	88
4.3	Sistema Bioelettrochimico on-site .....	90
4.4	Sistema Bioelettrochimico full-scale: layout ed ipotesi progettuali .....	91
5	LCA PER IL PROGETTO MINOTAURUS.....	93
5.1	Definizione degli obiettivi e del campo di applicazione dello studio .....	93
5.1.1	Definizione degli obiettivi dell'analisi .....	93
5.1.2	Definizione del contesto decisionale .....	94
5.1.3	Definizione del campo di applicazione .....	95
5.2	Analisi di inventario .....	98
5.2.1	Inventario per il sistema Bio Elettrochimico full-scale.....	99
5.2.2	Inventario per il sistema PRB .....	106
5.2.3	Inventario per il sistema PTS.....	112
5.3	Valutazione degli impatti .....	120
5.3.1	Impatti BER .....	121
5.3.2	Impatti PRB .....	132
5.3.3	Impatti PTS.....	143
5.3.4	Confronto tra le tre tecnologie .....	154
5.3.5	Approfondimento sui media reattivi .....	162
6	CONCLUSIONI .....	167
7	BIBLIOGRAFIA .....	170
8	Articoli e pubblicazioni scientifiche .....	174
9	Ringraziamenti e riconoscimenti .....	175

## INDICE DELLE FIGURE

Figura 1 Sistema PRB "funnel and gate" .....	14
Figura 2 Sistema PRB a parete continua.....	15
Figura 3: esempio di PRB multi-barrier con ferro zero valente e sorgenti a lento rilascio di carbonio (SRCS).....	16
Figura 4: Effetto di "coda" e rimbalzo sulla rimozione dei contaminanti rispetto al tempo di operazione PTS.....	31
Figura 6 Esempio della modalità di assorbimento di un contaminante da parte di un granulo di GAC (fonte: S.S. Suthersan, Pump and treat systems) .....	42
Figura 7 Dinamiche di assorbimento in un letto a carboni attivi (fonte: S.S. Suthersan, Pump and treat systems).....	46
Figura 8 Dinamiche di assorbimento in letti a carboni attivi in serie ed in parallelo .....	47
Figura 9: Diagramma di flusso di un sistema produttivo .....	53
Figura 10: Schema di sintesi dei possibili approcci di uno studio LCA .....	58
Figura 11: Schema delle fasi che costituiscono la metodologia LCA .....	61
Figura 12 Layout sistema bioelettrochimico in laboratorio (Fonte: Majone, Aulenta 2011).....	88
Figura 13 Andamento dell'efficienza coulombica del processo bioelettrochimico in funzione del potenziale al catodo (fonte: Majone, Aulenta 2011) .....	90
Figura 14 Design del sistema bioelettrochimico on site (fonte: Aulenta, Majone 2011).....	91
Figura 15 Layout del sistema bioelettrochimico full scale (fonte: Majone, Aulenta 2011).....	92
Figura 16 Flussi di materiali ed energia all'interno dei confini del sistema LCA99	
Figura 17 Schermata del software Simapro relativa alle componenti del processo Miscela Autoindurente.....	102
Figura 18 Confini del sistema LCA e componenti del sistema PRB .....	107
Figura 19 Schermata del software Simapro relativa al processo "Recycled cast Iron".....	109
Figura 20 Schermata del software Simapro relativa al processo Recycling Iron .....	110

Figura 21 Schermata del software Simapro relativa alle componenti del processo Miscela Autoindurente.....	111
Figura 22 Layout e confini dello studio LCA per il sistema Pump and Treat ..	113
Figura 23 Risorse simapro utilizzate per la modellazione del processo costruzione pozzi/collegamenti .....	115
Figura 24 Risorse Simapro utilizzate per la modellizzazione del processo di produzione dei carboni attivi .....	117
Figura 25 Risorse Simapro utilizzate per la modellizzazione del processo Recycled GAC .....	119
Figura 26 Grafico per i risultati di normalizzazione (EDIP/UMIP 97) .....	122
Figura 27 Dettaglio risultati di caratterizzazione per le categorie Ecotoxicity water .....	123
Figura 28 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Bulk waste .	124
Figura 29 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria radioactive waste.....	125
Figura 30 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria GWP.....	126
Figura 31 Grafico per i risultati pesati single score (EDIP/UMIP 97) .....	127
Figura 32 Grafico per i risultati di Normalizzazione sistema BER (IMPACT 2002+).....	128
Figura 33 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria GWP.....	129
Figura 34 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria particolato inorganico .....	130
Figura 35 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Non renewable energy .....	131
Figura 36 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Terrestrial ecotoxicity .....	131
Figura 37 Grafico risultati pesati single score per il sistema BER (Impact 2002+).....	132
Figura 38 Grafico per i risultati di normalizzazione (EDIP/UMIP 97) .....	133
Figura 39 Dettaglio risultati di caratterizzazione per le categorie Ecotoxicity (chronic and acute) .....	134
Figura 40 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria human toxicity water .....	135

Figura 41 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria bulk waste .	136
Figura 42 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Radioactive waste.....	136
Figura 43 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria GWP.....	137
Figura 44 Impatti pesati single score per il sistema PRB (EDIP/UMIP 97).....	138
Figura 45 Grafico per i risultati di normalizzazione del sistema PRB .....	139
Figura 46 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria GWP.....	140
Figura 47 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Non renewable energy .....	141
Figura 48 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Respiratory inorganics.....	141
Figura 49 Dettaglio risultati di caratterizzazione per le categorie Carcinogens-non carcinogens.....	142
Figura 50 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria terrestrial ecotoxicity .....	142
Figura 51 Impatti pesati single score per il sistema PRB (Impact 2002+) .....	143
Figura 52 Grafico per i risultati di normalizzazione .....	145
Figura 53 Dettaglio risultati di caratterizzazione per le categorie ecotoxicity..	146
Figura 54 Dettaglio risultati di caratterizzazione per le categorie Human Toxicity .....	147
Figura 55 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Radioactive waste.....	147
Figura 56 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Global Warming Potential.....	148
Figura 57 Impatti pesati single score per il sistema PTS (EDIP/UMIP 97) .....	149
Figura 58 Grafico per i risultati di normalizzazione (Impact 2002+).....	150
Figura 59 Dettaglio risultati caratterizzazione per la categoria GWP.....	151
Figura 60 Dettaglio risultati caratterizzazione per la categoria Non renewable energy .....	152
Figura 61 Dettaglio risultati caratterizzazione per la categoria Respiratory inorganics.....	152
Figura 62 Dettaglio risultati caratterizzazione per la categoria Terrestrial ecotoxicity .....	153

Figura 63 Impatti pesati single score per il sistema PTS (Impact 2002+).....	154
Figura 64 Confronto impatti pesati tra sistema BER e sistema PRB (EDIP/UMIP 97).....	155
Figura 65 Confronto impatti pesati tra il sistema BER ed il sistema PTS (EDIP/UMIP 97) .....	156
Figura 66 Confronto impatti pesati tra sistema PRB e sistema PTS (EDIP/UMIP 97).....	157
Figura 67 Confronto single score tra i tre sistemi (EDIP/UMIP 97).....	158
Figura 68 Confronto impatti pesati tra i sistemi BER e PRB (Impact 2002+) .	159
Figura 69 Confronto Impatti pesati tra i sistemi BER e PTS (Impact 2002+)..	160
Figura 70 Confronto impatti pesati PRB-PTS (Impact 2002+).....	161
Figura 71 Confronto single score tra i tre sistemi (Impact 2002+) .....	162
Figura 72 Confronto impatti pesati per i Media reattivi (EDIP/UMIP 97).....	163
Figura 73 Confronto single score per i media reattivi (EDIP/UMIP 97).....	164
Figura 74 Confronto impatti pesati per i media reattivi (Impact 2002+) .....	165
Figura 75 Confronto single score per i media reattivi (Impact 2002+).....	166



## INDICE DELLE TABELLE

Tabella 1: Principali inquinanti e materiali reattivi disponibili per la loro bonifica (Fonte: An overview of permeable reactive barriers for in situ sustainable groundwater remediation, F. Obiri-Nyarko, S. Johana Grajales-Mesa, Grzegorz Malina ) .....	23
Tabella 2: Principali media reattivi e condizioni ottimali per il loro utilizzo (Fonte: An overview of permeable reactive barriers for in situ sustainable groundwater remediation, F. Obiri-Nyarko, S. Johana Grajales-Mesa, Grzegorz Malina )....	26
Tabella 3 Principali parametri per la caratterizzazione idrogeologica e loro importanza ai fini della progettazione (fonte: S.S. Suthesan, pump and treat systems).....	34
Tabella 4 Influenza delle caratteristiche dei COC sulle scelte progettuali (fonte: S.S. Suthesan, Pump and treat systems).....	35
Tabella 5 Panoramica dei principali metodi di bonifica, principi di funzionamento e contaminanti di interesse (fonte: Cohen et al., Design guidelines for pump and treat systems, 1997) .....	40
Tabella 6 Valori di K e (1/N) per i contaminanti più comuni (fonte: Debbs and Cohen, 1980) .....	48
Tabella 7 Velocità di consumo GAC rispetto ad alcuni contaminanti di rilievo (fonte: Environmental Engineering Sourcebook, EPA).....	49
Tabella 8: Concentrazioni limite in acque di falda per composti clorurati espresse in µg (Fonte: Dlgs 152/06).....	51
Tabella 9: La serie ISO 14040 .....	54
Tabella 10: Principali effetti ambientali divisi per scala di influenza.....	70
Tabella 11: Alcuni valori di GWP .....	72
Tabella 12: Alcuni valori di ODP .....	74
Tabella 13: Alcuni valori di AP .....	75
Tabella 14: Alcuni valori di NP.....	78
Tabella 15 Durata delle fasi sperimentali e voltaggi utilizzati (fonte: Majone, Aulenta 2011).....	89
Tabella 16 Categorie d'impatto per EDIP/UMIP 97 .....	97
Tabella 17 Categorie d'impatto per Impact 2002+ .....	97

Tabella 18: Caratteristiche costruttive BER .....	100
Tabella 19 Parametri costruttivi PRB .....	107
Tabella 20 Parametri dimensionali PTS.....	114
Tabella 21 Risultati per la fase di normalizzazione del ciclo di vita del sistema Bioelettrochimico (EDIP/UMIP 97).....	121
Tabella 22 Risultati per la fase di caratterizzazione del ciclo di vita per il sistema BER (EDIP/UMIP 97) .....	123
Tabella 23 Risultati per la fase di normalizzazione del ciclo di vita per il sistema BER (IMPACT 2002+).....	128
Tabella 24 Risultati per la fase di caratterizzazione del ciclo di vita per il sistema BER (Impact 2002+).....	129
Tabella 25 Risultati per la fase di normalizzazione del ciclo di vita per il sistema PRB (EDIP/UMIP 97).....	133
Tabella 26 Risultati per la fase di caratterizzazione per il sistema PRB (EDIP/UMIP 97) .....	134
Tabella 27 Risultati per la fase di normalizzazione del ciclo di vita per il sistema PRB (Impact 2002+) .....	138
Tabella 28 Risultati di caratterizzazione per il sistema PRB (Impact 2002+) .	140
Tabella 29 Risultati per la fase di normalizzazione del ciclo di vita del sistema Pump and Treat (EDIP/UMIP 97) .....	144
Tabella 30 Impatti di caratterizzazione per il sistema PTS (EDIP/UMIP 97) ..	146
Tabella 31 Risultati per la fase di normalizzazione per il sistema Pump and Treat (Impact 2002+) .....	150
Tabella 32 Risultati per la fase di caratterizzazione del sistema Pump and Treat (Impact 2002+).....	151

# 1 Introduzione

La bonifica di acquiferi contaminati è una pratica che oggi dispone di diverse soluzioni a livello tecnologico, caratterizzate tuttavia da costi (ambientali ed economici) e problematiche tecniche di entità tale da rendere in alcuni casi poco conveniente la realizzazione dell'intervento stesso. Per questo motivo sempre maggiore interesse viene rivolto nell'ambito della ricerca alle tecnologie di *bioremediation*, ovvero sistemi in cui la degradazione degli inquinanti avviene ad opera di microorganismi e batteri opportunamente selezionati e coltivati.

L'impiego di queste tecniche consente un minor utilizzo di risorse ed apparati tecnologici per il raggiungimento degli obiettivi di bonifica rispetto ai sistemi tradizionali.

Il lavoro di ricerca presentato in questa tesi ha l'obiettivo di fornire, tramite l'utilizzo della metodologia LCA, una valutazione della performance ambientale di una tecnologia di bonifica innovativa (BEARD) e due tecnologie largamente usate nel settore, una di tipo passivo (Permeable Reactive Barrier) ed una di tipo attivo (Pump and Treat con Carboni Attivi).

At the present day, remediation of polluted groundwater can be performed through various technologies; however, these technologies are often associated with relevant costs (both economic and environmental) and technical issues which in some cases may affect the cost effectiveness and feasibility of remediation itself. This is why efforts in the field of research are being increasingly focused in the development of *bioremediation technologies* which use the degrading potential of bacteria and microorganism to remove target pollutants. These technologies require a smaller demand for resources and technical equipment in order to achieve clean up targets compared to traditional systems.

The aim of my research work is to provide an assessment of the environmental performance through LCA methodology of an innovative

bioremediation technology (BEARD) and two widespread remediation technologies, a Permeable Reactive Barrier (passive technology) and a Pump and treat system (active technology).

## **2 Tecnologie di bonifica per acquiferi contaminati: tecnologie di riferimento e quadro normativo**

In questo capitolo vengono affrontate nel dettaglio le caratteristiche costruttive ed il design funzionale delle metodologie di bonifica oggetto dello studio di LCA. A ciascuna sarà dedicato un paragrafo, mentre il quadro normativo sarà trattato a parte al termine del capitolo.

### **2.1 Permeable Reactive Barrier**

Le barriere permeabili reattive (PRB) sono una delle tecnologie innovative più utilizzate per la bonifica “in situ” degli acquiferi contaminati. Il principio di funzionamento delle PRB prevede il posizionamento di un medium reattivo perpendicolare alla potenziale traiettoria del flusso di falda. Mentre il plume di contaminazione migra passivamente attraverso il medium di riempimento per effetto del naturale gradiente idraulico, i contaminanti reagiscono con il medium stesso fissandosi sul materiale di riempimento o degradandosi in composti meno dannosi a seconda dei casi. Ad oggi, l'utilizzo delle PRB è stato testato nella bonifica di diversi tipi di contaminanti, portando allo sviluppo di diverse tipologie costruttive e alla messa in opera di diversi media di riempimento, al fine di adattare nel modo migliore la tecnologia alle esigenze di ogni scenario.

#### **2.1.1 Tipologie costruttive più usate**

Dagli inizi dell'utilizzo della tecnologia, due principali tipi di configurazione sono stati utilizzati nelle PRB: il sistema a parete continua ed il sistema “funnel and gate”.

Il sistema “funnel and gate” consiste nella costruzione di una parete impermeabile (il funnel) in grado di convogliare il plume di contaminanti verso il gate, ovvero la barriera attraverso cui viene operata la bonifica. Questo tipo di configurazione consente di catturare contaminazioni molto estese a livello

volumetrico, ma allo stesso tempo presenta costi di costruzione e installazione significativi.

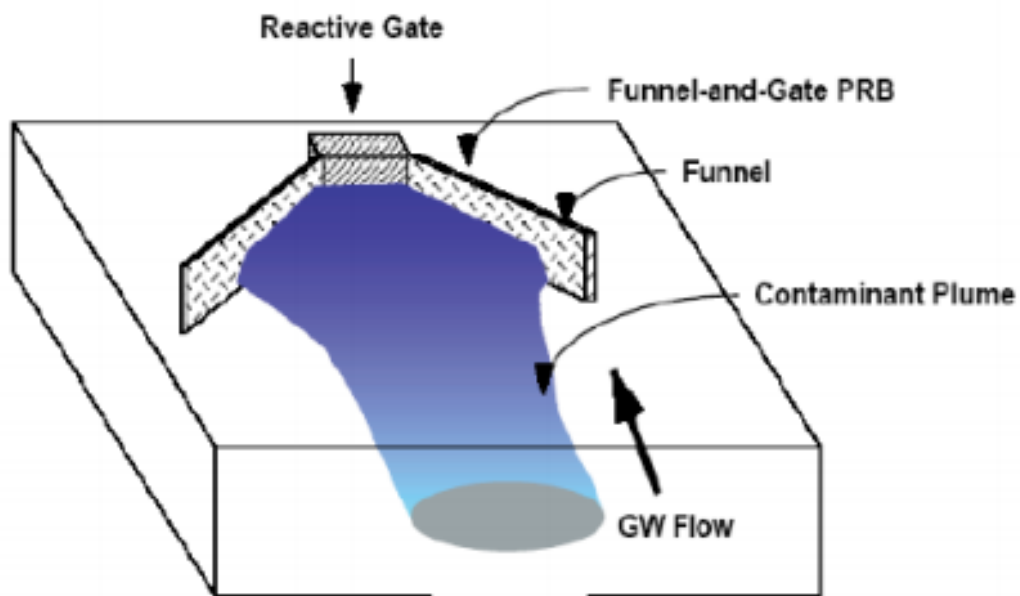


Figura 1 Sistema PRB "funnel and gate"

Il sistema a parete continua, di contro, presenta costi di costruzione e installazione molto più contenuti, ma si presta a bonificare soltanto falde in cui i contaminanti non occupano una grande estensione.

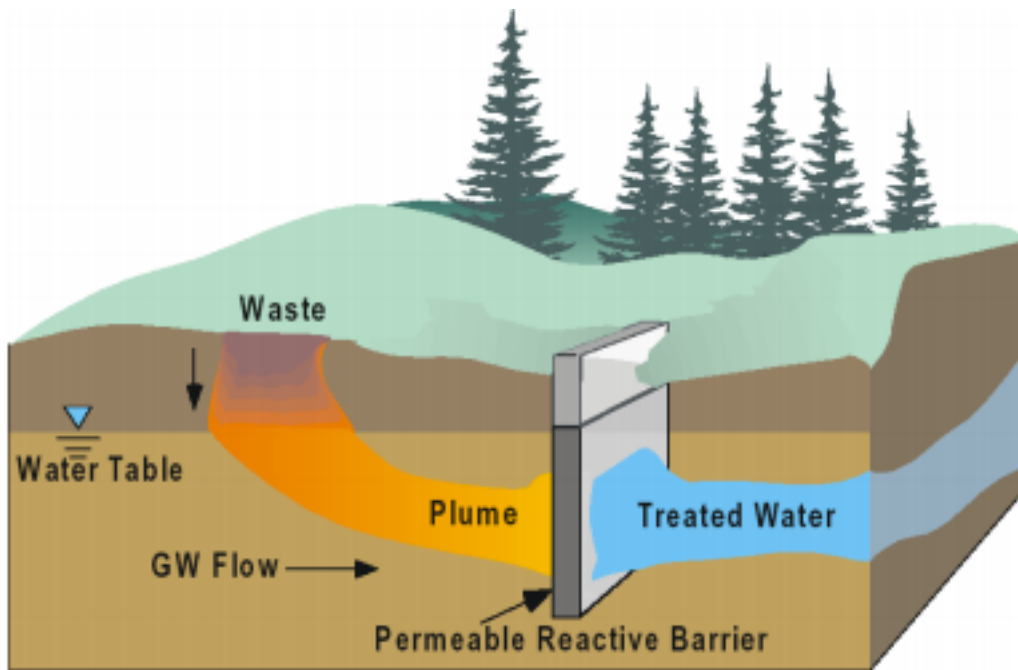


Figura 2 Sistema PRB a parete continua

### 2.1.2 Varianti costruttive: le multi-barrier

Agli inizi dello sviluppo della tecnologia, le PRB sono state utilizzate principalmente per rimuovere un solo tipo di contaminante (o di gruppi di contaminanti della stessa tipologia, ad esempio metalli pesanti o CAHs), di solito tramite l'impiego di un unico materiale reattivo. Tuttavia, questo approccio si è rivelato poco efficace laddove si presentasse una compresenza di diverse tipologie di inquinanti: inoltre, è stato anche osservato il fenomeno del cosiddetto "scambio di inquinanti", ovvero la generazione o il rilascio di contaminanti diversi da quello preso di mira dall'intervento di bonifica (es. generazione di dicloroetano o diclorometano durante la dechlorazione riduttiva del TCE). Per questo motivo, si è iniziato a pensare di aumentare la capacità di bonifica delle PRB attraverso un modello in cui due o più barriere, contenenti lo stesso medium reattivo, o anche due media diversi, vengono costruite in serie.

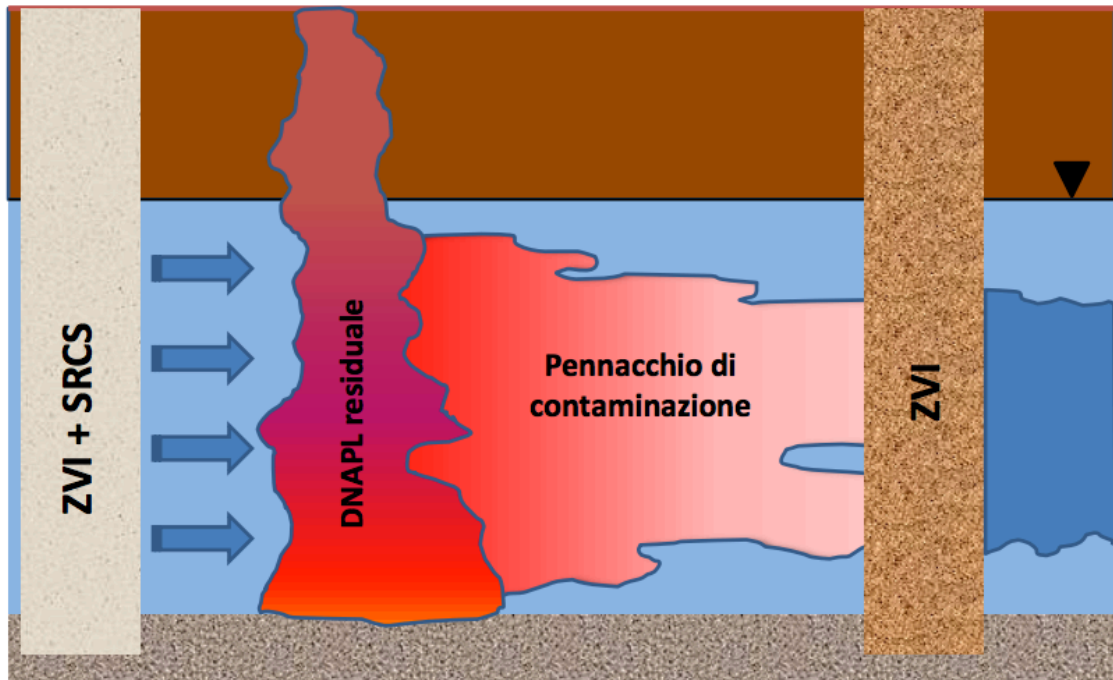


Figura 3: esempio di PRB multi-barrier con ferro zero valente e sorgenti a lento rilascio di carbonio (SRCS)

Le multibarriere possono essere intese sia come costruzione in sequenza di più zone reattive riempite con media differenti (o combinazioni di essi), sia come abbinamento di media diversi all'interno della stessa zona reattiva (per quest'ultima tipologia si rimanda al paragrafo 2.1.3.7): nel primo caso la rimozione avviene in due fasi distinte, nel secondo simultaneamente. Molte multi barriere sono state progettate essenzialmente per la rimozione di inquinanti organici. Alcuni esempi di combinazioni già testate sul campo:

- Barriera 1 riempita con ferro granulare per favorire la dechlorinazione riduttiva, barriera 2 bioattivata per facilitare la degradazione biologica dei contaminanti (principalmente BTEX, DCE e VC) – efficacia di rimozione pari a circa il 99% per DCE e VC
- Barriera 1 riempita con Fe<sub>0</sub>, barriera 2 con Granular activated carbon per la rimozione di monoclorobenzene e tricloroetilene – la combinazione dei due materiali limita di molto gli effetti negativi dovuti all'esaurimento della capacità di assorbimento del GAC.

I principali limiti di questo tipo di design costruttivo, a parte un significativo aumento dei costi, sono costituiti dalla difficoltà di monitorarne l'efficienza da un punto di vista olistico e dall'insorgere di meccanismi di rimozione "competitivi" tra le due barriere e/o le diverse tipologie di contaminanti.



### **2.1.3 Media per il riempimento della barriera**

Attualmente una vasta gamma di materiali è stata testata come medium di bonifica per le PRB, dal più comune ed utilizzato ferro zero valente (ZVI) ad altri di introduzione più recente come carboni attivi (AC), zeoliti, composti in grado di rilasciare ossigeno (ORC), segatura, torba.

La scelta del materiale reattivo è generalmente influenzata da:

- 1) il tipo di contaminante da trattare (organico/inorganico), la sua concentrazione e i meccanismi adatti alla rimozione (biodegradazione, assorbimento, precipitazione);
- 2) le caratteristiche idrologiche e biogeochimiche dell'acquifero;
- 3) gli impatti ambientali e sulla salute;
- 4) la stabilità meccanica (intesa come capacità del materiale di conservare la sua conduttività idraulica e reattività nel tempo);
- 5) disponibilità e costi.

Poiché la performance idraulica dei materiali è generalmente funzione della granulometria, la scelta di una granulometria adeguata garantisce un equilibrio di reattività e permeabilità.

I processi responsabili per la rimozione dei contaminanti possono sostanzialmente essere divisi in due categorie principali: processi biotici o abiotici distruttivi (es. la dechlorazione riduttiva o la biodegradazione, in grado di trasformare i contaminanti in nuove sostanze non inquinanti), e processi non distruttivi come l'assorbimento, lo scambio cationico, la precipitazione, che immobilizzano gli inquinanti diminuendone la concentrazione nella falda. Va altresì notato che mentre alcuni di questi meccanismi sono facilmente individuabili, altri, come la dechlorazione riduttiva anaerobica, la dechlorazione riduttiva abiotica o l'ossidazione anerobica possono verificarsi in contemporanea ad altri, rendendo difficile operare una distinzione.

#### **2.1.3.1 Ferro zero valente (ZVI)**

Il ferro zero valente è in assoluto il medium più utilizzato per il riempimento delle barriere. Viene impiegato per lo più sotto forma di trucioli, schiume di ferro, pellets, particolati e polveri. Il ferro zero valente ha un elevato potenziale

riduttivo di -440 mV, per cui si comporta principalmente come una specie riducente. La velocità di rimozione dipende per lo più dalla granulometria e dalla superficie specifica del ferro, nonché dalle condizioni geochimiche predominanti nell'acquifero. Tipicamente viene utilizzato ZVI con granulometria compresa tra 0.25 e 2 mm ed area superficiale tra 0.5 e 1.5 m<sup>2</sup>g<sup>-1</sup>.

I contaminanti più tipicamente trattati con ZVI sono i composti clorurati come TCE, PCE, VC e DCE, i quali si comportano per lo più come ossidanti e di conseguenza vengono prontamente ridotti dallo ZVI tramite il trasferimento elettronico in condizioni anaerobiche.

E' inoltre piuttosto efficace anche nella rimozione di metalli, metalloidi e radionuclidi (es. Cr, Cd, Pb, Cu, U, As), che è in grado di rimuovere tramite assorbimento, precipitazione riduttiva o complessazione superficiale. Generalmente la capacità di rimuovere questo genere di inquinanti è influenzata dal pH, dal carbonio organico disciolto (DOC) e condizioni di ossidoriduzione. Va inoltre notato che la presenza di specie inorganiche nell'acquifero può entrare in competizione con i contaminanti per la reazione con lo ZVI e quindi rallentare la rimozione degli inquinanti stessi.

### **2.1.3.2 Carboni attivi (AC)**

I carboni attivi sono materiali carbonacei caratterizzati da superfici chimicamente eterogenee con alta capacità di assorbimento. Contengono una quantità significativa di carbone organico con gruppi fenolici e carbossilici che ne definiscono il comportamento chimico superficiale. Per via di queste caratteristiche sono stati largamente applicati per la rimozione di contaminanti come fenoli, BTEX, PCE e TCE. Sono stati tra i materiali più largamente utilizzati nelle prime fasi di sviluppo della tecnologia PRB, per lo più nella forma granulare (GAC). La rimozione dei contaminanti avviene per lo più attraverso l'assorbimento, che è fortemente influenzato dal pH della soluzione: un pH alto causa la ionizzazione dei gruppi carbossilici ed idrossilici sulla superficie dei carboni, incrementando l'interazione delle molecole d'acqua con la superficie stessa di conseguenza diminuendo l'assorbimento di contaminanti particolarmente idrofobici. L'efficacia dei carboni attivi può anche essere penalizzata dalla materia organica eventualmente presente nell'acqua, che può

competere con i contaminanti nella formazione dei legami e quindi ridurre l'assorbimento. Sono pertanto necessari un'attenta caratterizzazione dell'acquifero e il monitoraggio dell'operazione di bonifica nel caso di utilizzo dei carboni attivi.

### **2.1.3.3 Zeoliti**

Gli zeoliti sono minerali alluminosilicatici con struttura a gabbia caratterizzati da un'elevata capacità di scambio cationico (200-400 meq/100g) e una grande area superficiale (fino a  $145 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$ ). La superficie degli zeoliti possiede diverse strutture porose che consentono un assorbimento selettivo dei contaminanti. La loro elevata capacità di scambio ionico è attribuita alle cariche negative permanenti che si sviluppano dalla sostituzione isomorfa. Queste cariche non sono dipendenti dal pH e sono di solito bilanciate da alcali e metalli terrestri alcalini come  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  e  $\text{Mg}^{2+}$ . Gli zeoliti naturali hanno generalmente una grandezza particellare maggiore che li rende adatti all'uso come medium reattivo. Ciononostante il loro basso contenuto di carbonio organico li rende poco idonei all'assorbimento di composti organici. Esempi di zeoliti naturali includono analcime, cabasite, clinoptilite, helandite, natrolite, filipsite, mordenite e stilbite: tra questi, la clinoptilite è stata usata estensivamente per la rimozione di inquinanti cationici come piombo, rame e cadmio.

La chimica superficiale degli zeoliti può essere inoltre modificata tramite tensioattivi per creare segmenti idrofili ed idrofobici, senza tuttavia intaccare la capacità di scambio cationico quindi rendendo possibile la rimozione di un ampio range di contaminanti, inclusi metalli pesanti,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ , radionuclidi, PCE e BTEX, con valori di efficienza compresi tra l'80% ed il 100%. L'utilizzo di tensioattivi in combinazione con gli zeoliti (Surface Modified Zeolites – SMZ) ha dimostrato buoni risultati nella rimozione di PCE e BTEX.

### **2.1.3.4 Calce ed altri materiali alcalini**

Calcare (calcite, aragonite), calce idrata o calcina ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ), dolomite ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) e calce viva ( $\text{CaO}$ ) sono materiali alcalini usati soprattutto per la bonifica di falde contaminate con drenaggi di miniera acidi (AMD), inquinanti tipicamente acidi e contenenti una varietà di metalli, data la tendenza di questi

ultimi a divenire più solubili quando il pH è basso. L'applicazione di materiali alcalini interviene sul pH della falda, innalzandolo fino a quando la solubilità dei metalli viene ridotta per consentirne la precipitazione. Poiché metalli diversi hanno diverse costanti di solubilità, è necessario un accurato controllo del pH per ottimizzare la rimozione di una miscela di metalli. Va inoltre considerato che i precipitati che si formano in fase di bonifica possono impaccare la barriera e interferire con la performance idraulica; inoltre l'utilizzo del calcare in particolare può generare direttamente problemi ambientali come un aumento della durezza dell'acqua e del contenuto di CO<sub>2</sub>.

#### **2.1.3.5 Materiali per BioBarriere**

Le Bio barriere sono una tipologia di PRB riempita con materiali in grado di stimolare o potenziare microorganismi, per degradare contaminanti per via aerobica od anaerobica. Poiché in questo caso la degradazione degli inquinanti è delegata ai microorganismi, è importante verificare la presenza in situ delle popolazioni microbiche adatte. Di solito, queste sono onnipresenti, in particolar modo negli strati superiori dell'acquifero.

##### **1) Materiali per la biodegradazione aerobica.**

I contaminanti più efficacemente removibili tramite biodegradazione aerobica sono principalmente idrocarburi oleosi come BTEX e MTBE. Un requisito importante per questa tipologia di processi è la presenza di accettori di elettroni terminali (TEAs) in grado di ricevere gli elettroni trasferiti dagli inquinanti durante la loro degradazione. TEAs comunemente disponibili in natura sono O<sub>2</sub>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, CO<sub>2</sub>, solfato, manganese (Mn<sup>2+</sup>), Fe<sup>3+</sup>. Tra questi però l'ossigeno molecolare è solitamente preferito, perché fornisce più energia ai microbi, accelerando il processo di degradazione. Inoltre nella maggior parte degli acquiferi le condizioni sono anerobiche e i TEAs disponibili non sono sufficienti per il raggiungimento degli obiettivi di bonifica.

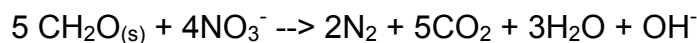
Sono stati quindi testati vari metodi per rilasciare ossigeno o creare una zona aerobicamente attiva nella falda: tra questi, diffusori di ossigeno, air sparging e l'applicazione di composti solidi "oxygen and nitrate releasing compounds" (ORC), di gran lunga i più usati per via del loro

basso costo. Un rischio non trascurabile è però costituito dall'incapsulamento con cemento ad alto pH, utilizzato per controllare la velocità di rilascio negli ORC: questa pratica può interferire con l'attività batterica o portare al rilascio di significative quantità di nitrati in falda.

## 2) Materiali per la degradazione anaerobica

A differenza degli inquinanti che vengono biodegradati aerobicamente, gli inquinanti biodegradabili anaerobicamente vengono ossidati in natura e di conseguenza sono degradati in via preferenziale tramite riduzione. I materiali applicati in questa tipologia di PRB fungono quindi da sorgente di elettroni, mentre gli inquinanti svolgono il ruolo di accettori di elettroni nel processo metabolico. I principali inquinanti su cui è stata testata questa modalità di bonifica sono nitrati, solfati e solventi clorurati.

- $\text{NO}_3^-$ . Diversi materiali organici low-cost compresi alfalfa, foglie, torba, fanghi neri, reflui animali, segatura e compost sono stati applicati alla rimozione dei nitrati dalle acque di falda. PRB riempite con questi media hanno dimostrato buona efficienza (50-1 ed una inaspettata affidabilità sul medio lungo termine (15 anni). I nitrati in presenza di substrato organico vengono rimossi da batteri denitrificanti come il *paracoccus denitrificans* ed altre specie della famiglia *Sphingomonas* secondo le seguenti equazioni:



Il prodotto finale preferito della riduzione dei nitrati è  $\text{N}_2$  per via della sua natura inerte, dovuta al forte triplo legame covalente che lega la molecola. Tuttavia in alcuni casi è stata rilevata la presenza di ossido di azoto, ammoniaca ed  $\text{NO}_2^-$ , e prodotti intermedi come l'ossido di azoto, l'ammoniaca e l'anidride carbonica sono gas serra dal significativo impatto ambientale; inoltre l'azoto molecolare può avere conseguenze sulla performance idraulica della PRB.

- $\text{SO}_4^{2-}$  e metalli pesanti. I batteri riduttori di solfati (SRB) utilizzano i substrati organici in condizioni anaerobiche per ridurre i solfati a solfiti. Il processo aumenta il pH e rilascia alti prodotti come fosfati disciolti, che possono essere utilizzati dai microbi come nutrienti. In

condizioni di pH relativamente alto, i solfiti possono successivamente reagire con metalli pesanti, portando alla loro precipitazione come solfiti metallici. Test condotti in laboratorio su acqua di drenaggio minerario, utilizzando un misto di sostanze reattive a base di carbonio (scarti di legname, segatura, fanghi neri compostati e foglie) per la rimozione di solfati, zinco e nichel, hanno mostrato risultati positivi con una rimozione dello zinco tra l'88% e il 98%, del Nichel >98% e dei solfati tra 500 e 800 mmol $g^{-1}m^{-3}$  (Waybrant et al., 2002).

- Solventi clorurati. Tra i rifiuti organici conosciuti, il compost e il pacciame sono stati spesso usati come materiali nelle bio barriere per la degradazione dei solventi clorurati. La degradazione anaerobica del TCE in acqua di falda è stata investigata usando pacciame di eucalipto e compost commerciale, mostrando la creazione di una forte zona bioattiva da parte del substrato, che ha consentito una riduzione della concentrazione del TCE fino al 98% (Henry et al., 2003). Buone performance di rimozione sono state ottenute anche dall'utilizzo di gomma da pneumatici come materiale di riempimento, ottenendo una riduzione del 93% del TCE, del 77% del PCE e dell'80% della materia organica.

#### **2.1.3.6 Altri materiali**

Numerosi altri materiali sono stati testati come media di riempimento per biobarriere: apatite, ditonito di sodio, fango rosso trasformato (TRM), ossidi metallici, membrane polimeriche. Di questi non verrà analizzato nel dettaglio il comportamento, ma verrà indicato il contaminante di riferimento in tabella 1.

Summary of major contaminants and reactive materials in PRB applications.

Contaminants	Reactive materials
PCE, TCE, DCE, TCA, VC	ZVI, GAC, H <sub>2</sub> /Paladium, SMZ, Zn <sup>0</sup> , Mulch, Sand/wood chips, Tire rubber
BTEX	GAC, ORC, Compost, Peat, Saw dust, Ground rubber, Leaf litter, ZVI, , SMZ, H <sub>2</sub> /Paladium, Cyclophane I, II
Phenol	GAC, SMZ
Nitrobenzene	ZVI
PCB, PAHs, DDE, DDT, DDD	GAC, ZVI
Ni, Cu, Zn, Pb, Cd, Fe, As, Cr, Hg, etc.	Limestone, Zeolites, OC, ZVI, Bone char, Apatite (Clinoptilolite), Bauxite, Activated alumina, Fly ash, Atomized slag Peat moss, Compost Sodium-dithionite, Bentonite, Ferric oxyhydroxides, TRM, Chitosan
U, Tc, Mo, Se, <sup>137</sup> Cs, <sup>90</sup> Sr, Pu, Am	ZVI, Bone char phosphate, Hydroxyapatite, Limestone AFO, BOF, Zeolite Apatite II, Pecan shells, Lignite, Coal, Titanium oxide, Ferric chloride, Ferric nitrate
COD, AOX, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	ZVI, Saw dust, Pecan shell O <sub>2</sub> /Clinoptilolite, Wood chips, Apatite II, Compost, Polystyrene, Wheat straw, Softwood and sand, Maize cobs, zeolite
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	OC, ZVI, Iron oxide, Peat/sand, Limestone, Ocher
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Limestone, SMZ OC, Mushroom-compost TRM, ZVI
Cl <sup>-</sup>	Geza rock, ZVI, Zeolite, AC

Tabella 1: Principali inquinanti e materiali reattivi disponibili per la loro bonifica (Fonte: An overview of permeable reactive barriers for in situ sustainable groundwater remediation, F. Obiri-Nyarko, S. Johana Grajales-Mesa, Grzegorz Malina )

### **2.1.3.7 Combinazione di materiali reattivi**

L'implementazione di più materiali reattivi combinati insieme è stata testata soprattutto per eliminare gli inconvenienti legati ai singoli materiali, incrementando così la performance a lungo termine delle barriere, migliorando la permeabilità, riducendo i costi, fornendo meccanismi multipli di rimozione dei contaminanti e, allo stesso tempo, potenziando e accelerando la velocità di rimozione. Inoltre la combinazione di più materiali ha fornito la possibilità di trattare falde caratterizzate da diversi tipi di contaminazione. Le combinazioni possono essere di tipo biotico-biotico, abiotico-abiotico o abiotico-biotico.

Un esempio di due materiali abiotici combinati è l'accoppiata Zinco zerovalente e ZVI nella rimozione del TCE: questo abbinamento ha mostrato una velocità di degradazione tre volte più elevata rispetto all'utilizzo dello ZVI da solo.

Due materiali biotici: compost e pacciame, combinati per la degradazione di solventi clorurati, hanno fornito una performance migliore dei due materiali usati singolarmente. Il pacciame è più stabile e non prontamente decomposto, per via del suo alto contenuto di lignina, fornendo quindi una riserva a lungo termine di carbonio, mentre il compost, degradando velocemente, rende disponibili nutrienti per i microbi che partecipano alla degradazione anaerobica dei solventi.

E' stata testata inoltre la combinazione di materiali biotici ed abiotici come ZVI e substrati organici per la degradazione di solventi clorurati e l'immobilizzazione di contaminanti inorganici. Questo tipo di abbinamento consente il trattamento di contaminanti diversi, dato che fornisce diverse modalità di rimozione, inoltre ha dimostrato di migliorare la permeabilità della barriera.

Va infine riportato come in alcuni casi la combinazione di materiali diversi non abbia prodotto un effetto sinergico ma piuttosto antagonista/inibitorio nel processo di rimozione, peggiorando il comportamento globale della PRB. In generale, ci sono alcuni fattori che possono influenzare la performance di bonifica, inclusa la percentuale relativa dei materiali scelti. Una scelta ottimale dovrà partire dalla valutazione degli obiettivi di bonifica prescelti tenendo in considerazione:

- La tipologia di contaminanti da rimuovere



- I meccanismi di rimozione necessari
- La situazione geologica e geochemica del sito
- La disponibilità e i costi dei materiali
- La reattività e gli effetti interattivi a lungo termine dei materiali.

#### **2.1.4 PRB design**

Il design di un PRB dovrebbe generalmente comprendere alcuni passi fondamentali: una valutazione preliminare tecnica ed economica, test di bonifica in laboratorio, progettazione ingegneristica, scelta del metodo costruttivo ed analisi economica.

Un aspetto fondamentale è una buona conoscenza del sito e delle caratteristiche dell'acquifero, ovvero la geologia e idrologia del sito, la geochemica, l'attività microbica e una caratterizzazione del pennacchio di contaminazione. Una valutazione della distribuzione spaziale del contaminante, direzioni e velocità del flusso di falda e percorsi preferenziali del flusso sono altrettanto importanti. Per evitare che gli inquinanti aggirino o attraversino la barriera devono essere comprese variazioni temporali e di profondità nella velocità e direzione del flusso. Tutto questo rende le PRB una tecnologia dalle caratteristiche altamente site-specific.

I contaminanti da rimuovere sono ovviamente altrettanto importanti. In tabella 2 sono riportati i principali materiali reattivi e le condizioni ottimali per la rimozione dei contaminanti. Oltre ai fattori esposti nel paragrafo precedente, è importante garantire che la permeabilità idraulica della PRB, incluso il mezzo reattivo, sia almeno il doppio di quella dell'acquifero. Questa precauzione è necessaria per evitare che eventi come la precipitazione di ossidi/idrossidi, carbonati ed altri materiali all'interno del medium possano pregiudicare la permeabilità della barriera.

Reactive materials, contaminants and optimal conditions for their removal.

Reactive material	Contaminant	Optimal conditions
Zero valent Iron-ZVI	Copper	Higher initial copper concentration and pore water velocity accelerates iron corrosion and slows down the rate of copper removal due to the formation of mineral precipitates
	Benzene and toluene	Degradation of benzene and toluene is adversely affected by elevated pH
	Arsenate and arsenite compounds	Low pH is favorable to remove arsenic compounds in aerobic condition, while in relative anaerobic condition, acidic and alkaline condition seems to be favorable for arsenate and arsenite removal, respectively
	Molybdenum (Mo)	Removal rates dependent on pH. Mo removal occurs at high pH values
	Trichloroethylene (TCE)	Reaction rate of TCE degradation and iron corrosion decreases with pH
	Organics, metals, and radionuclides	High influent pH, high influent concentrations of nitrate, chloride, and alkalinity, are problematic for PRBs
	Nitrobenzene	Nitrobenzene reduction affected by pH and ZVI particle size Nitrobenzene reduction rate decreases when pH is increased A faster nitrobenzene reduction rate is achieved when a finer ZVI particle is used
	Nitrate	Increasing the initial nitrate concentration and pore velocity has inhibitor effect on the process of nitrate removal
Zeolites	Lead and copper	Favorable pH region from 5 to 6 higher removal efficiencies at a grain size (0.42–0.85 mm)
Surfactant modified zeolite (SMZ)	Hydrocarbons	Adsorption efficiency affected by low temperature (4 °C)
Granular activated carbon (GAC)	Hydrocarbons	Sorption capacity temperature dependent. Reduced absorption efficiency between 10% and 30% can be evidenced at 4 °C
	Trichloroethylene (TCE)	TCE adsorption capacity is promoted by a high B.E.T. surface area, micropore volume and carbon content and it is significantly affected by the presence of a non-ionic compound of similar structure (PCE) Trichloroethylene (TCE) adsorption decreases with increasing concentrations of monovalent ions (NaCl), calcium or dissolved oxygen
	Organic and heavy metal contaminants	Adsorption capacity decreases with increasing temperature, although the rate of adsorption may increase
Mulch and compost	TCE	Higher sorption capacity appears to be attributed to a higher organic carbon content and the lower polarity Concentrations of chlorinated solvents in excess of 10–100 milligrams per liter ( $\text{mg L}^{-1}$ ) may not be completely degraded, resulting in the production and persistence of intermediate dechlorination products Groundwater seepage velocities of less than $0.3 \text{ m d}^{-1}$ are generally suitable for biowall systems, while seepage velocities greater than $0.3 \text{ m d}^{-1}$ will likely require multiple biowall trenches to effectively remediate the contaminant plume A pH close to neutral (i.e., 6.5–7.5) is the most conducive to the proliferation of healthy, diverse microbial populations The addition of a buffering material should be considered at sites with low alkalinity (less than $300 \text{ mg L}^{-1}$ ) or acidic pH (less than 6.5) In general, concentrations of DO less than $0.5 \text{ mg L}^{-1}$ and ORP levels less than 0 millivolts are desired to stimulate anaerobic degradation processes

Tabella 2: Principali media reattivi e condizioni ottimali per il loro utilizzo (Fonte: An overview of permeable reactive barriers for in situ sustainable groundwater remediation, F. Obiri-Nyarko, S. Johana Grajales-Mesa, Grzegorz Malina )

Dopo che il materiale reattivo è stato selezionato, devono essere determinati la dimensione, posizione e orientamento della barriera. Due importanti parametri mutualmente dipendenti sono la grandezza della zona di cattura e il tempo di residenza: la prima identifica la profondità della barriera necessaria a catturare il pennacchio senza che esso la aggiri, il secondo è definito come il tempo sufficiente affinché il medium reattivo raggiunga gli obiettivi di bonifica, mentre il flusso contaminato lo attraversa.

Il tempo di residenza  $t_{res}$ , del primo ordine, può essere calcolato tramite la seguente equazione:

$$t_{res} = [-\ln(C_t/C_0)/k]$$

dove  $C_t$  è la concentrazione obiettivo post-trattamento,  $C_0$  è la concentrazione iniziale e  $k$  la velocità di reazione.

Lo spessore della PRB  $b$  è invece definita dalla seguente equazione:

$$b = t_{res} * v * SF$$

dove  $t_{res}$  è il tempo di residenza,  $v$  la velocità di attraversamento della barriera e  $SF$  un fattore di sicurezza che tiene conto delle incertezze dovute alle dinamiche di reazione e al flusso di falda.

La velocità di falda è così definita:

$$v = KI/n_p$$

in cui  $K$  è la conducibilità idraulica del mezzo reattivo,  $I$  il gradiente idraulico attraverso la PRB ed  $n_p$  la porosità del medium.

Il design della barriera deve garantire soprattutto un tempo di residenza sufficiente alla rimozione del contaminante di riferimento. E' opportuno prendere in considerazione la massima concentrazione del contaminante in ingresso, una massima velocità di falda ed una velocità di degradazione conservativa per fornire una stima del tempo di residenza, senza dimenticare tuttavia che le dimensione della barriera influiscono parecchio sul costo totale della PRB.

Dopo aver valutato i parametri geometrici della barriera insieme al materiale reattivo, è necessario investigare la performance della PRB col passare del tempo. É possibile fornirne una stima, simulando scenari di longevità attraverso modelli matematici, i quali sono solitamente utilizzati per supportare i dati sperimentali, al fine di ottenere previsioni sui processi coinvolti nella

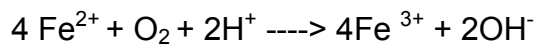
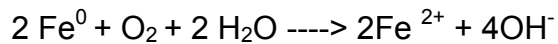
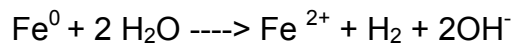
degradazione del materiale così come nella formazione di minerali secondari. Di recente sono stati sviluppati anche modelli in grado di incorporare il peggioramento della reattività e della permeabilità del materiale per migliorare la stima della performance a lungo termine, tuttavia sono pochi gli esempi applicati a casi studio.

### **2.1.5 Longevità della PRB con ZVI**

Il periodo in cui una PRB continua a rimuovere i contaminanti ai livelli di progetto è definito come longevità della barriera. In teoria, quando si progetta una PRB sufficienti quantità di materiali reattivi potrebbero essere installate all'interno della barriera per ridurre le concentrazioni di contaminanti secondo gli obiettivi di bonifica. Tuttavia, quando le componenti disciolte nell'acqua di falda entrano in contatto con la barriera, avvengono numerose reazioni che potrebbero causare la formazione di precipitati minerali e compromettere la performance della PRB.

Il materiale su cui si hanno più informazioni circa il comportamento a lungo termine è lo ZVI, il più usato finora per il riempimento della barriera. Molti autori hanno riportato un peggioramento nella performance dello ZVI con il tempo, come conseguenza dell'accumulo di precipitati minerali secondari e dell'impatto sull'idraulica della barriera a causa del riempimento dei pori. Il peggioramento nella reattività del ferro ha inoltre una grossa influenza nella performance della barriera in generale ed è attribuito al consumo del materiale reattivo e al declino della superficie reattiva a causa dei precipitati minerali.

Il processo in cui vengono prodotti questi precipitati è definito corrosione del ferro ed ha inizio quando lo ZVI entra in contatto con l'acqua di falda e i suoi componenti disciolti. La reazione genera una perdita di Eh, un aumento di pH e conseguentemente la generazione di precipitati minerali. In alcuni casi le reazioni non hanno a che fare con i contaminanti trattati, ma con le concentrazioni di costituenti disciolti, tra cui i principali sono ossigeno, magnesio, carbonati, calcio e solfati. In condizioni anaerobiche, avviene la riduzione dell'acqua, mentre in condizioni aerobiche l'ossigeno disciolto funge da ossidante e può portare alla produzione di ferro ferroso e ferrico.



In condizioni aerobiche gli ossidi di ferro e gli ossidrossidi precipitano, mentre in condizioni anaerobiche e pH elevato è prevista la formazione di idrossido di ferro o minerali verde ruggine.

La corrosione del ferro causa la perdita di massa e la formazione di uno strato passivizzante sulla superficie del ferro, che riduce la reattività della massa rimanente. Ciononostante, alcuni prodotti della corrosione del ferro, inclusi gli idrossidi di ferro, ossidrossidi e ruggini verdi a valenza mista Fe(II)-Fe(III) sono benefici per la rimozione dell'arsenico dall'acqua. L'idrogeno disciolto prodotto dalla corrosione del ferro può essere utilizzato come donatore di elettroni da vari batteri anaerobici per la riduzione di nitrati e solfati. Questo processo produce tuttavia proliferazione dei suddetti batteri e un conseguente riempimento dei pori da parte di microorganismi e sottoprodotti metabolici (es. nitrogeni e metano).

I ricercatori convergono sul fatto che mentre i prodotti della corrosione del ferro possono causare una riduzione delle proprietà idrauliche e della reattività del materiale, casi studio dimostrano che talvolta la performance della barriera non è peggiorata, per cui il grado e la velocità di avanzamento della corrosione sono variabili. In ogni caso data la mancanza di dati sul comportamento di PRB dopo i 15 anni non è ad ora possibile trarre conclusioni definitive. L'utilizzo di software di modellazione e di esperimenti in laboratorio non ha finora consentito di aggirare il problema, a causa di una mancanza di dati reali a supportare la modellazione in un caso e delle differenze di comportamento dei materiali in laboratorio rispetto a un sistema full scale nell'altro.

Per evitare l'intasamento dei pori e la riduzione della permeabilità sono state sviluppate alcune strategie: la più semplice consiste nel mescolare il ferro con pomice con diverse frazioni di peso, così come con mescole granulari di ZVI e sabbia, per garantire il raggiungimento degli obiettivi di bonifica.

Altre possibilità per gestire questa problematica sono date dall'aumento dello spessore della barriera, una distribuzione più uniforme dei materiali, l'installazione di una zona di pre-trattamento a monte della PRB, regolazione del pH, utilizzo di ZVI con granulometria maggiore e mescolamento meccanico del medium: tuttavia nessuna di queste strategie, a parte il pre-trattamento, ha risolto del tutto il problema.

## 2.2 Pump and Treat System

I sistemi Pump and Treat operano pompando acqua di falda in superficie, rimuovendo i contaminanti, e successivamente ricaricando l'acqua bonificata di nuovo in falda oppure scaricandola in un bacino superficiale o in un impianto di depurazione municipale. Una volta che l'acqua di falda viene pompata in superficie, è possibile rimuovere gli inquinanti fino a concentrazioni molto basse grazie a varie tecnologie ampiamente testate per il trattamento di acqua potabile o di acque reflue. Tuttavia questo tipo di operazione non garantisce che tutti i contaminanti siano stati rimossi dalla falda. La rimozione dei contaminanti è limitata dal comportamento degli inquinanti stessi in falda (in funzione delle loro caratteristiche), dalle caratteristiche geologiche ed idrogeologiche del sito, e dal design del sistema scelto per l'estrazione.

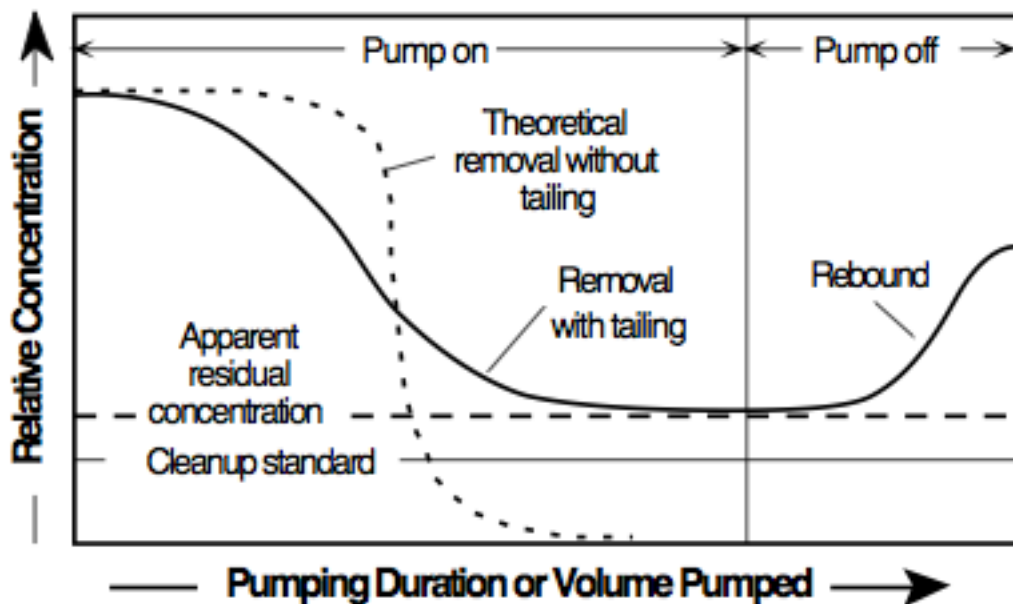


Figura 4: Effetto di “coda” e rimbalzo sulla rimozione dei contaminanti rispetto al tempo di operazione PTS

Il grafico in figura 4 mostra la tipica performance di un sistema PTS. La curva di rimozione teorica indica l'andamento teorico della concentrazione di inquinante in relazione alla durata delle operazioni di pompaggio/volume di acqua pompata, nell'ipotesi che l'inquinante sia prontamente disciolto, mentre l'andamento reale indica come i tempi si allunghino in presenza di inquinanti insolubili e come l'interruzione del pompaggio provochi il cosiddetto “effetto

rimbalzo”. Tipici esempi per questa tipologia di inquinanti sono la contaminazione in fase di assorbimento nella zona satura e nella frangia capillare, i liquidi di fase non acquosa (NAPLs) che galleggiano sulla linea di falda o al di sotto di essa.

I sistemi pump and treat possono essere usati per raggiungere due obiettivi molto diversi:

1. il contenimento, impedendo la diffusione degli inquinanti
2. la bonifica, rimuovendo completamente la massa di inquinanti.

Nei sistemi progettati per il contenimento, la velocità di estrazione è solitamente definita come quella minima sufficiente a prevenire l’allargamento della zona contaminata, mentre in quelli progettati per la bonifica la velocità di pompaggio deve essere maggiore per consentire una bonifica totale in tempi relativamente brevi. Questa differenza nell’approccio alla progettazione si traduce essenzialmente in costi molto minori per i sistemi di contenimento rispetto a quelli di bonifica.

Per poter progettare un sistema pump and treat è necessario definire il problema attraverso la determinazione di alcuni parametri che influenzano la scelta tra le diverse opzioni progettuali, ovvero:

1. parametri idraulici ed idrogeologici
2. contaminanti da bonificare (contaminants of concern – COC)
3. parametri chimici dell’acquifero
4. velocità di estrazione
5. restrizioni del sito e regolamentazione per lo scarico

Nei paragrafi successivi questi parametri verranno affrontati nel dettaglio, per poi fornire una panoramica delle principali opzioni tecnologiche per la bonifica.



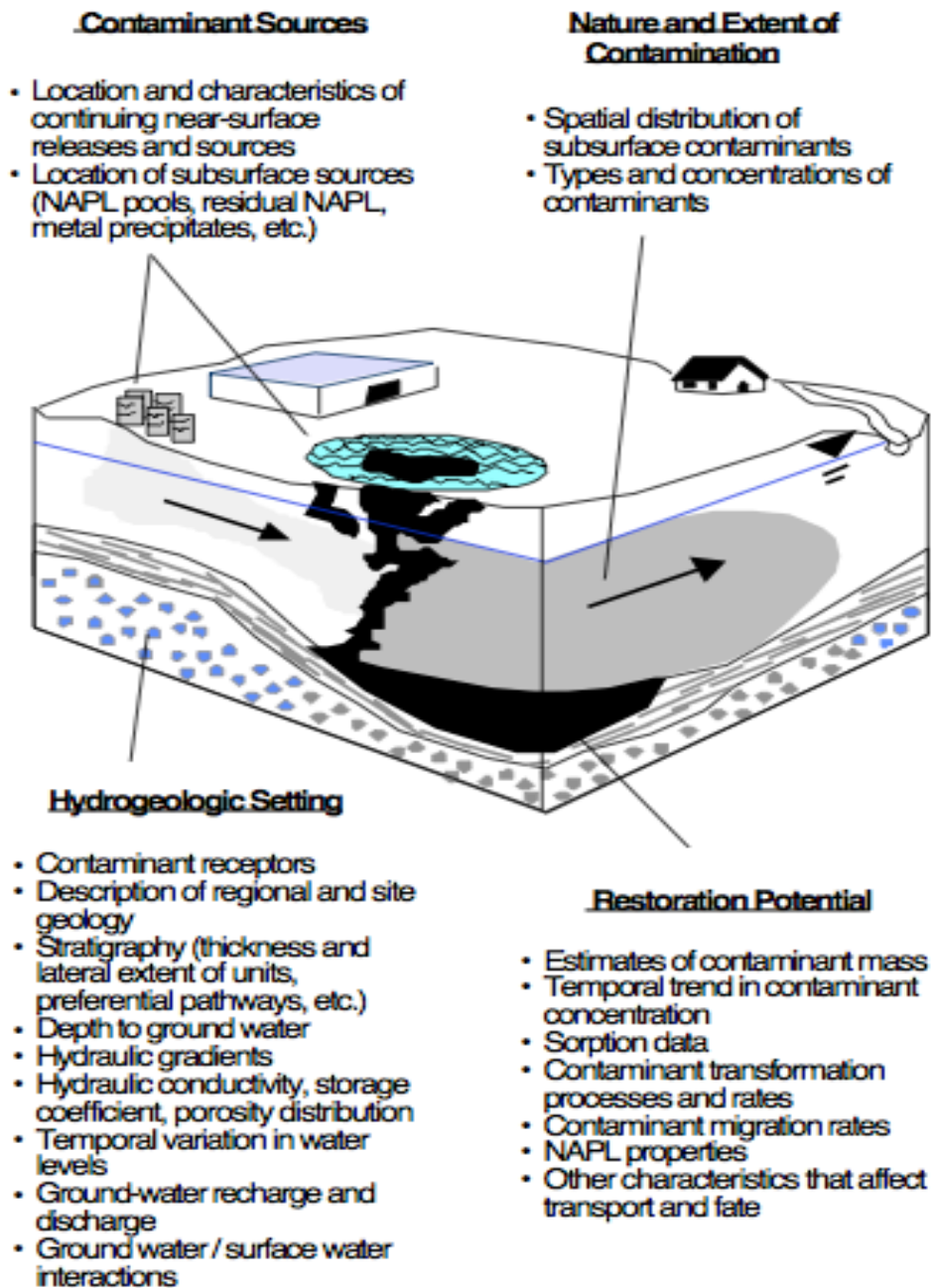


Figura 5: panoramica dei parametri da definire per la progettazione di un sistema PTS (fonte: Cohen et al., Design guidelines for pump and treat systems, 1997)

## 2.2.1 Parametri idraulici ed idrogeologici

L'obiettivo della caratterizzazione idrogeologica del sito è di ottenere il maggior numero possibile di informazioni per poter effettuare una scelta progettuale efficace. Un'indagine poco approfondita può portare alla realizzazione di un sistema poco performante. Tuttavia è necessario ricordare che una caratterizzazione esatta per un acquifero è pressoché impossibile da ottenere, pertanto gli sforzi di progettazione devono concentrarsi sull'utilizzo dei dati disponibili e dei sistemi di modellazione, tenendo conto dell'inevitabile margine di incertezza.

Tabella 3 Principali parametri per la caratterizzazione idrogeologica e loro importanza ai fini della progettazione (fonte: S.S. Suthesan, pump and treat systems)

Parameter	Importance for groundwater cleanup
• Hydraulic conductivity	Ease with which water can move through a formation and influences the rate at which groundwater can be pumped for treatment. Influences the total flow rate of the system.
• Hydraulic gradient	Influences the direction of contaminant movement based upon the elevation and pressure differences.
• Transmissivity	Influences the rate at which groundwater can be pumped and, thus, influences the total flow rate of the system.
• Groundwater velocity	Influences the direction and velocity of dissolved contaminant movement. Plays an important role when designing a containment system.
• Porosity	Pores store water and contaminants. Influences the hydraulic conductivity and impacts the fate of the contaminants due to various physical, chemical, and biological processes that take place in the saturated zone.
• Effective porosity	Has an impact on the groundwater velocity.
• Storage coefficient	Influences the quantity of groundwater that can be obtained by pumping.
• Specific yield	Fraction of total pore volume released as water by gravity drainage during pumping of an unconfined aquifer and influences the quantity of groundwater that can be obtained by pumping.

## 2.2.2 Tipologia dei contaminanti d'interesse (COC)

Identificare i contaminanti obiettivo della bonifica è determinante ai fini di poter operare una scelta ottimale della tecnologia. Le proprietà dei contaminanti come solubilità, assorbibilità, biodegradabilità, insieme ai criteri di scarico delle acque, determinano la tecnologia più idonea al sito in esame.

Question	Underlying issue
• Are the COCs organics?	The suite of treatment technologies applicable to organics includes various separation and destruction techniques, both biological and physical/chemical.
• If organic, are they chlorinated?	The presence of chlorinated organics suggests that aerobic biological treatment process may not be applicable.
• If organic, are they highly water soluble?	Water-soluble organics (such as alcohols and ketones) are difficult to remove using common separation technologies (i.e., carbon adsorption or air stripping); however, they are quite amenable to biological or chemical techniques.
• If organic, are they extremely insoluble?	The presence of extremely insoluble organics (such as PCBs or multi-ring PAHs) in groundwater, at concentrations above their solubility limit, suggests that the organics are adsorbed to colloidal solids, and that thorough solids removal will be required.
• Are the COCs inorganic?	The suite of technologies applicable to inorganics are generally limited to physical/chemical separation techniques. Some nonmetals (i.e., nitrates, ammonia) can be treated biologically.
• Are both organics and inorganics present?	Separate treatment technologies will have to be incorporated in the treatment train. Consideration will need to be given to the preferred order of treatment.
• Is the contaminant present as nonaqueous phase liquid (NAPL)?	Priority should be given to remove the separate phase contaminants (either as LNAPL or DNAPL) to minimize the continuous solubilization of contaminants into the aqueous phase.

Tabella 4 Influenza delle caratteristiche dei COC sulle scelte progettuali (fonte: S.S. Suthesan, Pump and treat systems)

### 2.2.3 Caratteristiche chimiche dell'acqua

Le caratteristiche chimiche dell'acqua influiscono sull'interazione del volume estratto con il sistema di trattamento prescelto. Definire ed analizzare la qualità dell'acqua destinata al trattamento consente di prevenire criticità una volta che il sistema è in funzione. Principali parametri da monitorare in questo senso sono:

- pH
- solidi disciolti totali
- conducibilità
- solidi sospesi totali
- ferro totale e disciolto
- manganese disciolto e totale
- durezza del calcio
- durezza totale
- alcalinità totale
- ossigeno disciolto

- temperatura.

I problemi che possono comunemente derivare da un'imprecisa valutazione di questi parametri rientrano tipicamente in due categorie: (i) ostruzioni dovute alla precipitazione dei metalli e ad incrostazioni, e (ii) problemi elettrici/meccanici alle pompe, interruttori ed altre componenti del sistema di controllo del processo. In alcuni casi la qualità dell'acqua può risultare così estrema da escludere in fase di screening la possibilità di utilizzare determinate tecnologie.

#### **2.2.4 Velocità di estrazione**

La velocità di estrazione, oltre a condizionare ovviamente il dimensionamento del sistema di bonifica a valle dei pozzi (oltre che dei pozzi stessi), influisce anche su altri aspetti del sistema. Alcune problematiche da tenere presenti:

- La durata del programma di pompaggio, tenendo conto dei maggiori costi in termini tecnologici ed economici legati a programmi di lunga durata
- La variabilità della velocità di estrazione sul breve termine, che può rendere inutile la progettazione di un sistema a flusso continuo. Garantire una continuità del flusso è necessario
- Accade spesso che velocità di estrazione e concentrazioni di inquinanti decrescano significativamente nel ciclo di vita di un sistema di bonifica. Progettare un sistema sulla base di una velocità di estrazione e di una concentrazione di inquinanti massime può portare ad un sovradimensionamento dello stesso. Si può evitare questo genere di errore progettando un sistema modulare in cui parti dell'impianto possono essere sostituite o rimosse in funzione dell'effettiva necessità, oppure accettare l'idea di costruire un sistema sottodimensionato rispetto alle esigenze delle fasi iniziali del trattamento
- Un accurato dimensionamento e posizionamento dei punti di estrazione, così come una manutenzione ed uno sfruttamento degli stessi, sono necessari al fine di ottenere la velocità di estrazione desiderata.

### **2.2.5 Restrizioni di carattere fisico e legislativo**

Nel dimensionamento di un sistema PTS è ovviamente necessario rispettare i limiti di legge per quanto riguarda le caratteristiche delle acque destinate allo scarico superficiale, eccezion fatta per casi particolari in cui queste siano destinate ad utilizzi industriali, come il raffreddamento degli impianti o alimentazione di boiler.

Per quanto riguarda le restrizioni fisiche, si tratta di tutte le caratteristiche del sito che possono influire sulla scelta di determinate soluzioni ingegneristiche. Ad esempio, la presenza o meno di corpi idrici nelle vicinanze, la profondità della falda, la superficie disponibile per la messa in opera dell'impianto, la necessità o meno di proteggere gli impianti dal freddo o dal rischio di esplosione, la possibilità di trasferire l'acqua trattata per uso secondario ad impianti industriali vicini.

### **2.2.6 Scelta tra le opzioni di bonifica disponibili**

Una volta definiti gli obiettivi di progettazione e completata la caratterizzazione del sito dal punto di vista chimico, fisico ed idrogeologico è possibile identificare e valutare le diverse opzioni disponibili al fine di individuare quella più idonea al raggiungimento degli obiettivi di bonifica. In questa fase, è estremamente importante valutare sia la fattibilità tecnica che economica delle opzioni considerate, avendo come obiettivo ultimo quello di individuare l'opzione che risulti al tempo stesso tecnicamente adatta alle caratteristiche del sito e meno costosa rispetto alle altre. Nella tabella che segue si fornisce una panoramica delle principali opzioni disponibili, del loro principio di funzionamento e del loro campo di applicazione.

<b>Method</b>	<b>Process Description</b>	<b>Package Plant Components and Sizes</b> <i>(Dimensions are for overall plant envelope)</i>	<b>Advantages and Limitations</b>
<p><u>Air Stripping</u> Widely used to remove volatile contaminants from ground water.</p>	<p>Volatile contaminants are transferred from water to gas phase by passing air or steam through water in a tall packed tower, shallow tray tower, or stripping lagoons. The air stream containing volatile contaminants may require treatment (e.g., with vapor-phase carbon). Stripping with steam may be cost-effective for water containing a mix of relatively nonvolatile and volatile compounds, particularly at industrial facilities where steam is readily available.</p>	<p>Package plants include tall packed tower or compact low profile diffuser tray units, feed pump, air blower, and effluent pump. Flow meters for influent and air flow are required. An influent throttle valve and blower damper are required to adjust the air/water ratio. Acid or chlorine is used to wash the tower packing (e.g., of Fe precipitates). Heights are for packed tower units.</p> <p>1-10 gpm — 4'x4'x20' — 2 HP  10-50 gpm — 6'x8'x25' — 5 HP  50-100 gpm — 7'x10'x30' — 8 HP  100-400 gpm — 8'x12'x40' — 20 HP</p>	<p>Effective for VOCs. Equipment is relatively simple. Startup and shutdown can be accomplished quickly. Modular design is well-suited for contaminant P&amp;T. Package systems widely available.</p> <p>Dissolved Fe and Mn can be precipitated and foul the packed media resulting in headloss and reduced system effectiveness. Pretreatment (oxidation, precipitation, sedimentation) of influent may be required. Biological fouling may also occur (requiring cleaning via chlorination or a biocide). Sensitive to pH, temperature, and flow rate. May be cost-prohibitive at temperatures below freezing (may need to heat). May need GAC polishing of water effluent and treatment of air stream.</p>
<p><u>Granular Activated Carbon (GAC) Adsorption</u> Widely used to remove metals, volatile and semi-volatile organics, pesticides, PCBs, etc. from ground water and leachate.</p>	<p>Aqueous contaminants are sorbed to GAC or synthetic resin packed in vessels in parallel or series. Used sorbent is regenerated or replaced. Extent of adsorption depends on strength of molecular attraction, molecular weight of contaminants, type and characteristics of adsorbent, pH, and surface area.</p>	<p>Package systems include 1 to 3 pressure vessels on a skid, inter-connecting piping, a feed pump, optionally a backwash pump, pressure gauges, differential pressure gauges, influent flow meter, backwash flow meter, and control panel. Spent adsorbents are disconnected and sent to regeneration centers or landfills.</p> <p>1-10 gpm - 12'x8'x8' - 2 HP  10-50 gpm - 14'x8'x8' - 7 HP  50-100 gpm - 20'x10'x8' - 10 HP  100-200 gpm - 20'x20'x8' - 20 HP</p>	<p>Effective for low solubility organics. Useful for a wide range of contaminants over a broad concentration range. Not adversely affected by toxics.</p> <p>High O&amp;M costs. Intolerant of suspended solids (will clog). Pretreatment required for oil and grease greater than 10 mg/L. Synthetic resins intolerant of strong oxidizing agents.</p>
<p><u>Chemical Precipitation, Flocculation, Sedimentation</u> Widely used to remove metals from contaminated ground water and landfill leachate.</p>	<p>Metals are precipitated to insoluble metal hydroxides, sulfides, carbonates, or other salts by the addition of a chemical (e.g., to raise pH), oxidation, or change in water temperature. Flocculent aids may be added to hasten sedimentation.</p>	<p>Package plants include a rapid-mix tank, flocculation chamber, and settling tank. Inclined plate gravity separation or circular clarifiers are used for settling. Typical equipment includes a rapid mixer, flocculator and drive, feed pump, sludge pump, acid and caustic soda pumps for pH control, and a polymer pump.</p> <p>1-10 gpm - 8'x4'x9' - 3 HP  10-50 gpm - 10'x4'x13' - 5 HP  50-100 gpm - 11'x6'x14' - 7 HP</p>	<p>Useful for many contaminated ground-water streams, particularly as a pretreatment step.</p> <p>Effectiveness limited by presence of complexing agents in water. Precipitate sludge may be a hazardous waste.</p>

<b>Method</b>	<b>Process Description</b>	<b>Package Plant Components and Sizes</b> <i>(Dimensions are for overall plant envelope)</i>	<b>Advantages and Limitations</b>
<u>UV Oxidation</u> Used increasingly to remove organic contaminants from ground water and other wastewaters.	Ultraviolet (UV) oxidation involves adding an oxidant, such as hydrogen peroxide, to contaminated water and then irradiating the solution with UV light. This splits the hydrogen peroxide, producing hydroxyl radicals which react with organic contaminants, causing their breakdown to non-toxic products (e.g., low weight aldehydes, carbon dioxide and water).	An oxidant (hydrogen peroxide) is injected upstream of the reactor vessel and mixed with the contaminated water in line. The fluid then flows sequentially through 1 or more reactors containing UV lamps where treatment occurs. 1x10 kW - 2'x6'x6' 1x30 kW - 4'x4'x8' 4x30 kW - 12'x5'x8'	UV oxidation can treat a broad range of soluble organics and is particularly effective for destroying chloroalkanes such as TCE and vinyl chloride and aromatic compounds such as benzene and toluene.  Pretreatment may be needed to remove suspended solids, NAPL, and iron concentrations > 100 mg/L. Treatability studies needed.
<u>Filtration</u> Widely used to remove fine suspended solids from ground water and landfill leachate.	A fixed or moving bed of media traps and removes suspended solids from water passing through the media. Monomedium filters usually contain sand, while multi-media filters include granular anthracite over sand possibly over very fine garnet sand. Filters are used upstream of other treatment processes.	Package filters consist of one or more pressure vessels on a skid. A feed pump, backwash pump, piping, and valves complete the system. 1-10 gpm - 10'x4'x8' - 2 HP 10-50 gpm - 14'x6'x8' - 3 HP 50-100 gpm - 18'x8'x8' - 5 HP 100-250 gpm - 24'x10'x8' - 15 HP	Reliable and effective means of removing low levels of solids. Equipment is readily available and easy to operate and control.  Filters clog if suspended solids concentration is high. Backwash water requires further treatment.
<u>Ion Exchange</u> Widely used to remove metal cations, TDS, and anions (e.g., nitrate, sulfate, chromate) from drinking water and for various other applications.	Ion exchange is an adsorption process that uses a resin media to remove dissolved ion contaminants (by exchanging sorption sites held by harmless ions). Cation resins adsorb metals while anion resins adsorb such contaminants as nitrate and sulfate. Systems consist of pressure vessels containing beds of resin pellets and strainers to retain the pellets. The resin bed is regenerated by flushing with acid and/or caustic soda.	Package plants include resin-filled pressure vessels, regeneration chemical tanks, and waste brine storage tanks. Acid and caustic soda solution pumps are provided to regenerate the resin. Resins can be selected that are ion-specific. 1-10 gpm - 8'x3'x6' - 3 HP 10-50 gpm - 14'x5'x8' - 10 HP 50-100 gpm - 17'x6'x10' - 12 HP	Removes a broad range of ionic species. Units are compact and not energy intensive.  Must monitor effluent for contaminant breakthrough. High concentrations of Fe and Mn, hardness cations (Ca and Mg), suspended solids, and certain organics will foul ion exchangers. These constituents are often present at much higher concentration than the targeted contaminants. One option is to use ion-specific resins to remove heavy metals in the presence of Ca and Mg.
<u>Reverse Osmosis (RO)</u> Widely used for removing dissolved solids from drinking water and other applications.	RO is a separation process that uses selective semipermeable membranes to remove dissolved solids from water. A high-pressure pump forces the water through a membrane, overcoming the natural osmotic pressure, to divide the water into a dilute (treated) stream and a concentrated (residual brine) stream.	RO package plants include cartridge prefilters, a high-pressure feed pump, RO modules, pressure vessels, and a backpressure valve. 1-10 gpm - 8'x3'x6' - 13 HP 10-50 gpm - 12'x6'x6' - 35 HP 50-100 gpm - 14'x12'x8' - 85 HP	Can reduce both inorganic and organic dissolved solids.  Some brine must flow out of the RO module to remove concentrated contaminants. This rejected flow may be 10% to 50% of the feed flow. Units are subject to chemical attack, fouling, and plugging. Pretreatment needs (e.g., to remove Fe, Ca, Mg) may be great.

<b>Method</b>	<b>Process Description</b>	<b>Package Plant Components and Sizes</b> <i>(Dimensions are for overall plant envelope)</i>	<b>Advantages and Limitations</b>
<p><u>Fluidized Bed Biological Reactor (FBR)</u> Widely used to remove soluble organics (e.g., BTEX, aromatics, halogenated aliphatics, etc.) from ground water, but not landfill leachate.</p>	<p>An aerobic FBR is a fixed-film biological treatment technology using microbes grown on GAC or sand media. Dedicated pumps provide desired fluidization and control the reactor internal flux. Influent enters the reactor bottom. The media bed expands as the biofilm grows thicker and reduces the media density. An internal growth control system intercepts the rising bed at a desired height, removes most biomass from the media, and returns the media to the reactor. Aerobic GAC FBR integrates biological removal with GAC sorption.</p>	<p>Package plants include an enclosed vertical cylindrical vessel, influent pump, air compressor or blower, air diffuser, effluent recycle pump, and media/biomass separation tank.</p> <p>1-10 gpm - 12'x7'x15' - 7 HP  10-50 gpm - 18'x10'x15' - 10 HP  50-100 gpm - 18'x12'x15' - 12 HP  100-400 gpm - 18'x16'x15' - 40 HP</p>	<p>Expected to have a high process and mechanical reliability. Single or dual reactor design provides on-line flexibility. GAC FBR provides stable performance under fluctuating loading conditions.</p> <p>NAPL may pass through or cover the biofilm surface. Iron levels &gt; 20 mg/L may require pretreatment to avoid plugging. Ca and Mg may cause scaling problems. Not designed for removing suspended solids. GAC FBR is not efficient for low-yield, nonbio-degradable organics because it is often operated as a high loading system with a short retention time.</p>
<p><u>Activated Sludge System</u> Widely used to remove biodegradable organic contaminants and inorganic nutrients (e.g., N and P) from landfill leachate, but not from ground water.</p>	<p>This is a suspended-growth, biological treatment system that uses aerobic microbes to biodegrade organic contaminants. Influent is pumped into an aeration tank, mixed with bacteria, and kept in suspension. In the presence of oxygen, nutrients, organic compounds, and acclimated biomass, organic contaminants are biodegraded. After a treatment period, the fluid and biomass are passed to a settling tank, where cells are separated from treated water. A portion of the settled cells are recycled to the next treatment batch and the remaining sludge is disposed.</p>	<p>Package plants include cylindrical or rectangular aeration tanks and clarifiers, positive displacement blower, air diffusers, sludge recycle pump, sludge waste pump, chemical feed pumps, and control panel.</p> <p>1-10 gpm - 23'x12'x12' - 5 HP  10-50 gpm - 45'x24'x12' - 15 HP  50-100 gpm - 45'x50'x12' - 25 HP  100-200 gpm - 45'x100'x12' - 47 HP</p>	<p>Effective and reliable if there are no shock loads. Technology is highly developed. Can tolerate higher organic loads than most biological treatment processes. High degree of flexibility.</p> <p>High capital costs. Generates sludge that may be high in metals and refractory organics. Sensitive to high concentrations of heavy metals or toxic organics. Fairly energy intensive. Has difficulty with low concentrations of contaminants, relatively long time needed for organism acclimation. Long detention times for some complex contaminant degradation.</p>
<p><u>Sequencing Batch Reactor (SBR)</u> Widely used to remove biodegradable organics and inorganic nutrients from LF leachate, but not from ground water.</p>	<p>The SBR is a periodically operated, suspended growth, activated sludge process. It is different from the continuous activated sludge process in that the treatment steps are carried out in a single reactor tank in sequential steps.</p>	<p>Package plants include 1 or 2 rectangular or cylindrical SBR tanks, blowers, air diffusers, influent pumps, waste sludge pump, effluent pump, and chemical pumps. A floating decanter removes clear water from the reactor water at the end of the treatment cycle.</p> <p>1-10 gpm - 20'x10'x12' - 7 HP  10-50 gpm - 30'x15'x14' - 40 HP  50-100 gpm - 40'x20'x14' - 80 HP</p>	<p>See above.</p> <p>By using a single tank, SBR saves land requirements and provides flexibility in changeable time and mode of aeration in each stage.</p>

**Tabella 5** Panoramica dei principali metodi di bonifica, principi di funzionamento e contaminanti di interesse (fonte: Cohen et al., Design guidelines for pump and treat systems, 1997)



### **2.2.7 Approfondimento: Granular Activated Carbon**

I carboni attivi sono un medium che opera la bonifica tramite il processo di assorbimento che si verifica quando una molecola organica è portata sulla superficie dei carboni attivi per diffusione e trattenuta da interazioni fisiche e/o chimiche. La quantità di un composto (o gruppo di composti) che può essere assorbita dai carboni attivi è determinata dall'equilibrio tra le forze che tengono il composto in soluzione e quelle che attraggono il composto sulla superficie dei carboni. Tra i fattori che influiscono su questo equilibrio possiamo evidenziare:

- La capacità di assorbimento, che aumenta con valori di solubilità più bassi, pesi molecolari più elevati, bassa polarità e volatilità
- Il pH dell'acqua: ad esempio acidi organici vengono assorbiti più facilmente in condizioni acide, mentre i composti amminici preferiscono condizioni alcaline
- La tipologia dei composti chimici: i composti aromatici ed alogenati vengono assorbiti meglio di quelli alifatici
- La temperatura: la capacità di assorbimento decresce all'aumentare della temperatura, anche se la velocità di assorbimento può risultare più alta
- Le caratteristiche della superficie assorbente, che hanno un effetto determinante sulla capacità e velocità di assorbimento; le materie prime ed il processo utilizzato per attivare i carboni ne determinano la capacità di assorbimento.

I carboni attivi vengono prodotti a partire dal carbone, dalla lignite, da gusci di noci di cocco ed altre sorgenti di materiali carbonacei. Le caratteristiche dei carboni attivi varieranno a seconda del materiale usato. La definizione di carboni attivi deriva dal processo di attivazione necessario per la produzione di carboni di alta qualità, che è diverso dalla carbonizzazione iniziale della materia prima. In quanto processo distinto, l'attivazione può essere differenziata in modo da produrre diversi tipi di carbone con caratteristiche specifiche. Inoltre lo stesso tipo di lavorazione controllata può essere usato per riattivare carboni esausti.

Il carbone attivo nella fase liquida è nella maggior parte dei casi applicato nella sua forma granulare (GAC) o polverizzata (PAC) ed ha riempito un vuoto critico nei metodi di trattamento delle acque fin dagli anni '60. La differenza principale tra PAC e GAC risiede nelle diverse dimensioni delle particelle, che rende il PAC generalmente meno efficiente del GAC in termini di abbattimento dei contaminanti. Il PAC è stato utilizzato soprattutto nel trattamento di acqua potabile per ridurre il sapore e l'odore. Più recentemente è stato anche utilizzato nel trattamento di acque reflue nel processo di fanghi a carboni attivi polverizzati (PACT). In questo caso il carbone viene usato per concentrare le molecole organiche che vengono poi biodegradate dai fanghi attivi.

Il GAC è invece un medium granulare, all'incirca delle dimensioni di sabbia mediamente fine. Le sue proprietà e specifiche forniscono un termine di paragone tra i vari prodotti sul mercato. Le caratteristiche più critiche sono:

- L'area superficiale
- La dimensione del setaccio – fornisce informazioni critiche relative alla perdita di carico e alle caratteristiche granulometriche del medium
- Numeri di iodio/ di melassa – descrivono rispettivamente le caratteristiche di assorbimento dei carboni per composti a basso ed alto peso molecolare.

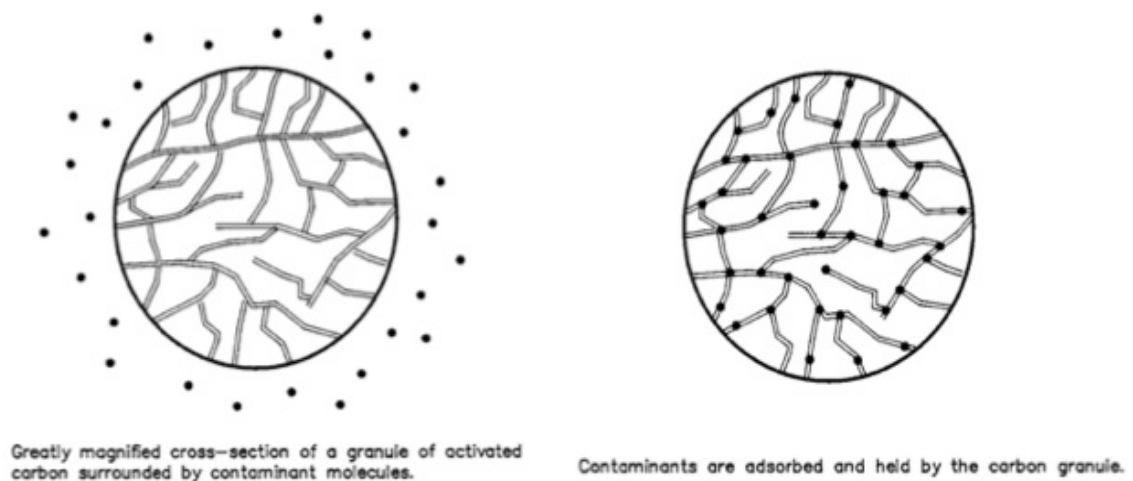


Figura 6 Esempio della modalità di assorbimento di un contaminante da parte di un granulo di GAC (fonte: S.S. Suthersan, Pump and treat systems)

La chiave dell'abilità dei carboni attivi nel rimuovere composti organici disciolti dall'acqua è l'elevata area di superficie interstiziale, compresa tra gli 800 e 1100 m<sup>2</sup>/g, e l'attivazione della superficie che consente l'assorbimento delle molecole organiche. L'area superficiale è diffusa sulla struttura di ogni grano di carbone in una complessa struttura porosa, comunemente descritta come composta da macropori (>10000 Å) e micropori (<100 Å) all'interno della struttura dei macropori.

### **2.2.7.1 Dimensionamento sistema a carboni attivi**

Poiché l'utilizzo di un sistema pump and treat a carboni attivi comporta notevoli costi di operazione e manutenzione, ottimizzarne e prevederne la performance diventa di estrema importanza. Esistono diversi strumenti per poter raggiungere questo obiettivo, di seguito una panoramica dei principali:

- *Isoterme di assorbimento.* L'isoterma di assorbimento è definita come la relazione, ad una data temperatura, tra la quantità di composto assorbito e la sua concentrazione nella soluzione circostante. Il valore rilevato in un punto qualsiasi dell'isoterma esprime la quantità di contaminante assorbito per unità di peso di carbone, ovvero la capacità di assorbimento del carbone corrispondente ad una determinata concentrazione di contaminante e ad una data temperatura. Le isoterme possono essere utilizzate per (i) selezionare la tipologia di carbone più adatta tra quelle disponibili, (ii) valutare la durata del carbone, e (iii) stimare la capacità di assorbimento residua dei carboni. Le capacità ricavate dalle isoterme possono essere utilizzate direttamente oppure incorporandole in un modello cinetico per prevedere la performance; le stime prodotte dal loro utilizzo sono piuttosto attendibili quando si è in presenza di un unico contaminante, in caso di compresenza di più inquinanti gli effetti di competizione nelle dinamiche di assorbimento possono minare la verosimiglianza dei risultati.
- *Test al banco.* Vantaggi dei test al banco includono (i) la valutazione di cinetiche e capacità di assorbimento, (ii) basso costo, (iii) eliminazione della necessità di usare modelli matematici e (iv) l'abilità di generare

dati di performance reali su flussi caratterizzati da più di un contaminante.

- *Colonne pilota.* La tecnica più precisa per prevedere la performance di un sistema a carboni attivi è senz'altro quella delle colonne pilota. Con le colonne pilota è infatti possibile usare la stessa portata, tipologia di carbone e acqua in ingresso del sistema full-scale che si intende realizzare. L'unica differenza significativa tra una colonna pilota e il sistema full scale è che la prima ha un diametro minore e di conseguenza utilizza meno carbone: esiste quindi la possibilità che gli effetti "parete" conducano ad una previsione errata. La maggior controindicazione delle colonne pilota è costituita dal loro costo elevato e dal tempo richiesto per completare i test. Le informazioni che possono essere ricavate dai test pilota includono (i) tempo di contatto, (ii) profondità del letto (iii), requisiti di pre trattamento, (iv) caratteristiche di "breakthrough", (v) perdita di carico e (vi) dosaggio dei carboni.
- *Modelli di trasferimento di massa.* I modelli di trasferimento di massa possono essere utilizzati per prevedere la performance del processo e ridurre la quantità di dati da test di banco e colonne pilota necessari per la progettazione definitiva. I modelli che sfruttano le caratteristiche di diffusione superficiale, diffusione dei pori, trasferimento di massa della pellicola liquida sono i più appropriati per prevedere il comportamento dei sistemi caratterizzati da più di un contaminante e gli effetti del carbone organico in sottofondo. Questi modelli si affidano a parametri fisici ricavati empiricamente che descrivono il comportamento delle molecole organiche e dei carboni attivi. Come in tutti i modelli, la loro utilità ed applicabilità sono direttamente collegate alla qualità delle assunzioni e degli input utilizzati.

La raccolta dati è un passaggio critico nella progettazione di un sistema GAC, in quanto garantisce le informazioni necessarie al dimensionamento del processo di trattamento e alla determinazione di potenziali criticità ed interferenze che potrebbero verificarsi. Ad esempio, la presenza di elevate concentrazioni di ferro, manganese, solidi disciolti, petrolio e grassi, torbidità può interferire con l'efficacia di un pre-trattamento GAC a meno che non si

applichi un sistema di pretrattamento. Tra le categorie di dati più rilevanti ai fini della progettazione possiamo includere:

- Livelli di contaminazione
- Chimica inorganica dell'acqua
- Range del flusso in ingresso nel corso del ciclo di vita previsto del progetto
- Stima della durata delle operazioni
- Requisiti per lo scarico del flusso in uscita
- Condizioni del sito
- Restrizioni legislative.

Generalmente, i sistemi a carboni attivi sono costituiti da un contenitore di contatto, a pressione o gravità, con un letto fisso di carboni attivi. Le opzioni progettuali più usate per i sistemi a carboni attivi sono:

- Flusso verso il basso dell'acqua contaminata attraverso il letto a carboni attivi
- Flusso verso l'alto dell'acqua contaminata attraverso il letto a carboni attivi
- Operazione in serie o in parallelo
- Operazione a pressione o a gravità (nei contenitori a flusso verso il basso)
- Letto "stretto" o espanso per contenitori a flusso verso l'alto
- Materiali per la costruzione e configurazione dei contenitori dei carboni.

I letti a flusso verso l'alto hanno un vantaggio rispetto a quelli a flusso verso il basso in termini di efficienza per via del continuo contatto in controcorrente. Tuttavia per la maggior parte delle applicazioni pump and treat vengono preferiti i letti a flusso verso il basso, per due motivi: l'assorbimento di composti organici e la filtrazione dei solidi sospesi. Il vantaggio principale per questo duplice utilizzo dei carboni è una riduzione dei costi iniziali, che viene tuttavia controbilanciata da una perdita di efficienza (sia nella filtrazione che nell'assorbimento), e costi di manutenzione più elevati. Se il contenuto di solidi sospesi in ingresso è molto elevato, può rendersi necessaria una pre-filtrazione.

E' inoltre possibile far funzionare i letti a flusso verso il basso in parallelo o in serie. Nel caso delle installazioni in serie, collegamenti e valvole vengono installati per consentire l'utilizzo dei letti in qualsiasi punto della sequenza della serie, rendendo possibile un utilizzo in pseudo-controcorrente. Il processo di assorbimento che si verifica a livello macroscopico può essere descritto attraverso il movimento di una zona di trasferimento di massa che attraversa il letto a carboni in direzione del flusso d'acqua.

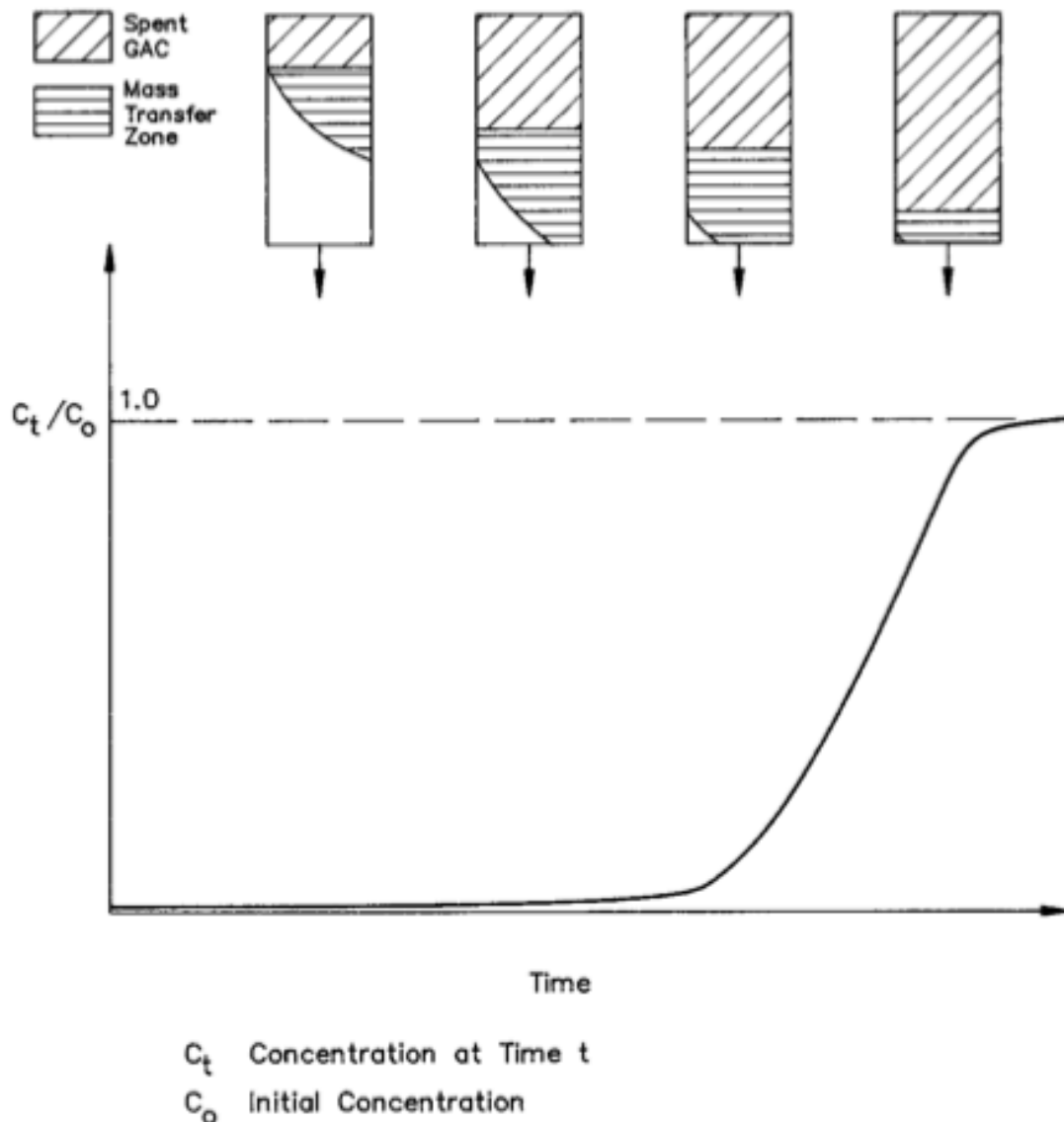
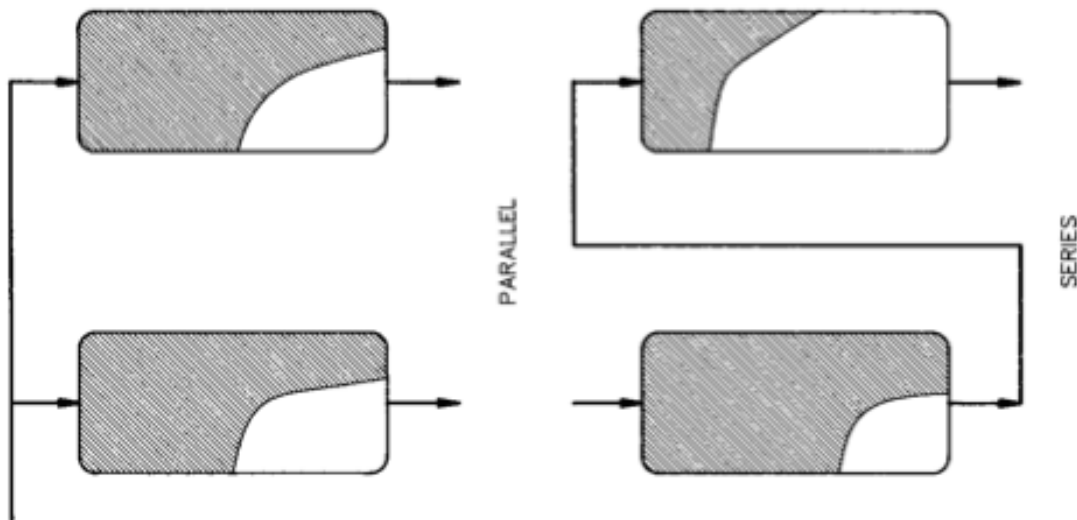


Figura 7 Dinamiche di assorbimento in un letto a carboni attivi (fonte: S.S. Suthersan, Pump and treat systems)

Mentre volumi crescenti di acqua vengono trattati e le sostanze organiche vengono assorbite dai carboni attivi, la zona di trasferimento passa fuori dal letto e livelli misurabili di sostanza organica compaiono nell'effluente. Questa condizione è detta di "breakthrough". Alla fine il carbone diventa così carico di sostanza organica che i livelli di contaminante in uscita sono pari a quelli in entrata, ovvero si raggiunge la condizione detta di equilibrio. Pertanto, in un punto compreso tra il breakthrough e l'equilibrio, si rende necessario rigenerare o sostituire i carboni attivi. Per garantire la qualità dell'effluente è necessario installare i letti a carboni attivi in serie, utilizzando il secondo letto come fattore di sicurezza.



**Figura 8** Dinamiche di assorbimento in letti a carboni attivi in serie ed in parallelo

Gli effetti della concentrazione dei composti da rimuovere sulla progettazione del sistema sono sostanzialmente di due tipi: (i) concentrazioni più alte hanno come risultato gradienti di diffusione più forti, di conseguenza favoriscono un trasferimento di massa più elevato e una più elevata capacità dei carboni, (ii) concentrazioni più elevate fanno salire il quantitativo totale di carboni utilizzati. La tipologia dei composti organici assorbiti influenza invece l'estensione delle zone di trasferimento di massa (MTZ): i composti facili da assorbire mostrano MTZ più piccole rispetto a quelli più resistenti. Di conseguenza la profondità dei letti ed il tempo di contatto sono fortemente influenzati dalla tipologia dei contaminanti trattati.

### 2.2.7.2 Metodi di calcolo preliminare per stime progettuali di sistemi GAC

Tipicamente, per determinare la praticabilità e la fattibilità economica di un sistema a carboni attivi, vengono usati due valori: la velocità di utilizzo del GAC e le dimensioni delle unità (contenitori) di GAC. Le formule riportate di seguito consentono di stimare questi valori per sistemi con un unico inquinante come obiettivo di bonifica.

L'utilizzo di GAC per rimuovere composti organici dipende sia dal tipo di composto che dalla concentrazione e può essere calcolato tramite un'isoterma di Freundlich con i seguenti passaggi:

$$a) R = \frac{1}{1000} \times K \times C^{1/N}$$

questa formula consente di calcolare il rapporto tra kg di contaminante e kg di GAC necessario per rimuoverlo, dove

K = coefficiente di ripartizione tabulato con unità di misura (mg/g)(L/mg)<sup>1/N</sup>

1/N = parametro adimensionale tabulato

C = concentrazione progettuale in ingresso (mg/L).

Contaminante	Toluene	Clorobenzene	PCE	TCE
K	100	100	51	28
1/N	0.45	0.35	0.56	0.62

Tabella 6 Valori di K e (1/N) per i contaminanti più comuni (fonte: Debbs and Cohen, 1980)

$$b) VUG = \frac{MRR}{R}$$

VUG = velocità utilizzo GAC (kg/g)

MRR = velocità di rimozione della massa (kg/g)

R = rapporto tra kg di contaminante e kg di GAC necessario a rimuoverlo (vedi sopra).

Il valore della velocità di rimozione della massa (kg/g) può essere così calcolato:

$$c) MRR = M_{H2O} = Q_{H2O} \times C_{H2O} \times \frac{1440 \text{ min}}{g} \times \frac{1 \text{ kg}}{10^9 \mu\text{g}}$$

dove

M<sub>H2O</sub> = carico di massa nell'acqua (kg/g)



$Q_{H_2O}$ =portata

$C_{H_2O}$ = concentrazione di contaminante in ingresso ( $\mu\text{g/L}$ ).

E' inoltre possibile calcolare le dimensioni dei contenitori in funzione del tempo di contatto (TC, il cui valore viene assegnato tra 15 e 30 minuti) tra il flusso in ingresso e i GAC e della capacità idraulica (CI) del sistema, secondo la seguente formula:

$$\text{Dimensioni Contenitori (kg GAC)} = TC \times CI \times \frac{1 \text{ ft}^3}{7.48 \text{ gal}} \times \frac{30 \text{ lbs GAC}}{\text{ft}^3}$$

L'Environmental Engineering Sourcebook (J. Spoulding, EPA) riporta inoltre alcuni valori tabulati per la velocità di utilizzo dei GAC rispetto ad alcuni contaminanti di rilievo:

Table 16-5. Performance Data at Selected Sites [12]

Source of Contaminants	Typical Influent Conc. (mg/L)	Typical Effluent Conc. ( $\mu\text{g/L}$ )	Carbon Usage Rate (lb/1000 gal)	Total Contact Time (min.)
<b>Truck spill</b>				
Methylene chloride	21	<1.0	3.9	534
1,1,1-Trichloroethane	25	<1.0	3.9	534
<b>Rail car spills</b>				
Phenol	63	<1.0	5.8	201
Orthochlorophenol	100	<1.0	5.8	201
Vinylidene chloride	2-4	<10.0	2.1	60
Ethyl acrylate	200	<1.0	13.3	52
Chloroform	0.020	<1.0	7.7	160
<b>Chemical spills</b>				
Chloroform	3.4	<1.0	11.6	262
Carbon tetrachloride	130-135	<1.0	11.6	262
Trichloroethylene	2-3	<1.0	11.6	262
Tetrachloroethylene	70	<1.0	11.6	262
Dichloroethyl ether	1.1	<1.0	11.6	262
Dichloroisopropyl ether	0.8	<1.0	0.45	16
Benzene	0.4	<1.0	0.45	16
DBCP	2.5	<1.0	1.9	112
1,1,1-Trichloroethane	0.42	<1.0	0.7-3.0	21
Trichlorotrifluoroethane	5.977	<1.0	1.5	53
cis-1,2-Dichloroethylene	.005	<1.0	1.5	53
<b>Onsite storage tanks</b>				
cis-1,2-Dichloroethylene	0.5	<1.0	0.25	121
Tetrachloroethylene	7.0	<1.0	0.8	64
Methylene chloride	1.5	<1.0	0.8	64
Chloroform	0.30-0.50	<100	4.0	526
Trichloroethylene	3-8	<100	1.19	26
Isopropyl alcohol	0.2	<1.0	1.54	36
Acetone	0.1	<10.0	1.54	36

Tabella 7 Velocità di consumo GAC rispetto ad alcuni contaminanti di rilievo (fonte: Environmental Engineering Sourcebook, EPA)

## 2.3 Il quadro normativo in materia di obiettivi di bonifica

A livello normativo la gestione dei siti contaminati così come degli obiettivi di bonifica è regolata dalla legge 2000/60/CE della comunità europea, recepita a livello nazionale dal D.lgs. 152/2006.

Il decreto legislativo, con l'art. 64, ha ripartito il territorio nazionale in 8 distretti idrografici e prevede per ogni distretto la redazione di un **piano di gestione**, attribuendone la competenza alle Autorità di distretto idrografico. Nell'attesa della piena operatività delle Autorità di distretto, il decreto legge n. 208 del 30 dicembre 2008 convertito con modificazioni in Legge 27 Febbraio 2009, 13 recante *Misure straordinarie in materia di risorse idriche e di protezione dell'ambiente*, stabilisce che l'adozione dei Piani di gestione avvenga a cura dei Comitati Istituzionali delle Autorità di bacino di rilievo nazionale, integrati dai componenti designati dalle regioni il cui territorio ricade nel distretto a cui si riferisce il piano.

L'attuale assetto normativo individua diversi livelli di pianificazione, articolati come segue:

- per ciascuno degli 8 distretti idrografici individuati, il Decreto legislativo 152/2006 (art.63) prevede l'istituzione di una Autorità di bacino distrettuale, responsabile della redazione del Piano di Gestione (articolo 117). Il Piano di Gestione costituisce stralcio del Piano di Bacino Distrettuale;
- il Decreto Legislativo 152/2006, inoltre, stabilisce ulteriori obblighi in materia di pianificazione, ponendo in capo alle Regioni l'obbligo di redigere un Piano di Tutela per il proprio territorio, che costituisce uno specifico piano di settore (art. 121). Aspetti quali lo stato dei corpi idrici e le misure per la tutela quali-quantitativa delle acque rientrano tra gli elementi del piano di tutela.

Relativamente agli ambiti territoriali di competenza, i contenuti dei piani di tutela sono ampiamente coincidenti con quelli del piano di gestione. Nella tabella che segue vengono riportati i limiti di legge per quanto riguarda le concentrazioni di inquinanti in falda.

Composti alifatici cancerogeni		
1	Chloromethane	1.5
2	Dichloromethane, trichloromethane, tetrachloromethane	0.15
3	Vinyl Chloride	0.5
4	1,2-Dichloroethane	3
5	1,1-Dichloroethylene	0.05
6	Trichloroethylene	1.5
7	Tetrachloroethylene	1.1

**Tabella 8: Concentrazioni limite in acque di falda per composti clorurati espresse in  $\mu\text{g}$  (Fonte: Dlgs 152/06)**

## **3 MATERIALI E METODI**

### **3.1 L'analisi del ciclo di vita**

#### **3.1.1 Definizione e normative di riferimento**

Il Life Cycle Assessment (LCA) è una procedura che consente l'identificazione dei carichi ambientali associati ad un prodotto, processo o attività, seguendo l'oggetto dello studio lungo tutto il suo ciclo di vita. L'LCA è uno strumento di valutazione che permette un'analisi degli impatti generati sull'ambiente dal ciclo di vita di un processo o prodotto lungo il percorso definito "dalla culla alla tomba", che va dall'estrazione delle materie prime fino al trattamento dei rifiuti prodotti dal sistema, ricorrendo ad un approccio olistico che evita il trasferimento degli impatti da una fase del ciclo di vita all'altra e da una matrice ambientale (acqua, aria, suolo) verso un'altra (Chiavetta, 2009).

Tale percorso, che si esplica sia a monte sia a valle della fase di utilizzo, inizia con l'estrazione delle materie prime, attraversa la fase di lavorazione, distribuzione, uso e riuso del prodotto e termina con lo smaltimento finale, individuando e quantificando i consumi di materia ed energia e le emissioni nell'ambiente. L'insieme di queste macrofasi viene comunemente detto percorso "*from cradle to grave*", vale a dire "dalla culla alla tomba".

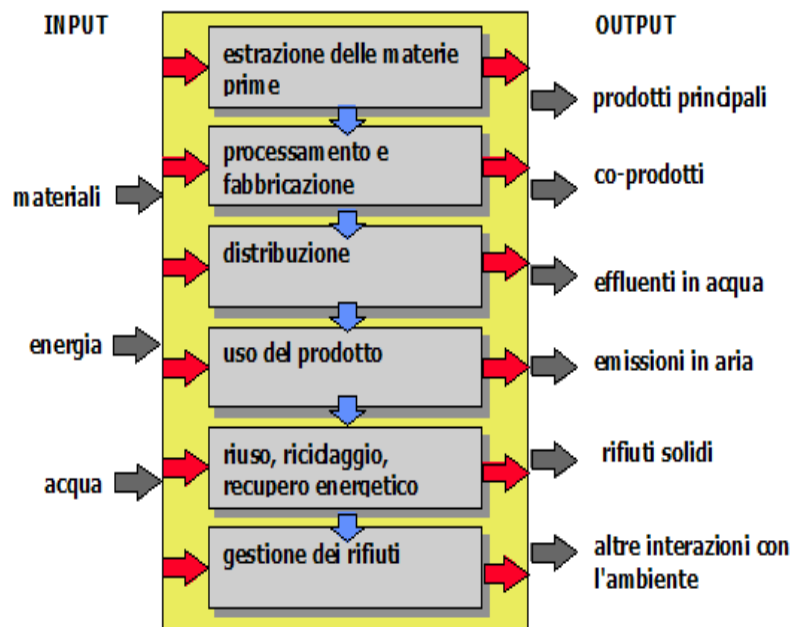


Figura 9: Diagramma di flusso di un sistema produttivo

Il termine LCA, con cui in principio si intendeva indistintamente Life Cycle Assessment o Life Cycle Analysis, fu coniato durante il congresso della Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) di Smuggler Notch (Vermont-USA) nel 1990 per caratterizzare più dettagliatamente le analisi svolte fino ad allora con il nome di REPA (Resource and Environmental Profile Analysis). La definizione che venne stabilita è la seguente:

*“è un procedimento oggettivo di valutazione di carichi energetici ed ambientali relativi ad un processo o 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 e il trattamento delle materie prime, la fabbricazione, il trasporto, la distribuzione, l’uso, il riuso, il riciclo e lo smaltimento finale.”*

Nella definizione vengono sottolineati alcuni aspetti: l’oggettività del procedimento, vale a dire l’esecuzione di fasi analitiche precise e ben determinate, nonché lo studio di dati confrontabili e scientificamente verificabili e la considerazione dell’intero ciclo di vita, che presuppone una visione globale del sistema in esame.

L'obiettivo da perseguire, nella prospettiva di un possibile miglioramento, è rappresentato dalla valutazione degli impatti ambientali imputabili allo stato in essere del processo o dell'attività studiati.

La quantificazione dei carichi ambientali del ciclo di vita di un prodotto o servizio avviene attraverso la contabilizzazione di tutti i consumi di materie prime, acqua e fonti energetiche, detti "input" e di tutte le emissioni gassose, liquide e solide, di rifiuti e di altri rilasci, detti "output". In particolare l'LCA valuta anche i "risparmi ambientali" dovuti alla produzione evitata di materiali ed energia grazie al riuso, al riciclo o alla termovalorizzazione del prodotto considerato.

Infatti, è proprio grazie all'identificazione di criticità ambientali, in gergo "bottleneck" cioè "colli di bottiglia", che si può mirare all'ottimizzazione dei processi e dell'uso delle risorse. La normativa di riferimento nel campo della LCA è la serie ISO 14040 (ISO14040, 2006), (ISO14044, 2006):

<b>Valutazione del Ciclo di Vita</b>
<b>Serie ISO 14040</b>
<b>UNI EN ISO 14040:</b> 2006 "Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Principi e quadro di riferimento".
<b>UNI EN ISO 14044:</b> 2006 "Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Requisiti e linee guida".
<b>ISO 14047:</b> 2003 "Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Esempi di applicazione delle ISO 14042".
<b>ISO 14048:</b> 2002 "Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Modello per la documentazione della qualità del dato".
<b>ISO 14049:</b> 2000 "Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Esempi di applicazione delle ISO 14041 per la definizione dell'obiettivo, dello scopo e dell'analisi d'inventario".

Tabella 9: La serie ISO 14040

Le edizioni delle norme internazionali **ISO 14040:2006** e **ISO 14044:2006** - elaborate in seno all'ISO/TC 207 "Environmental management" SC 5 "Life cycle assessment"- sono state pubblicate dall'UNI come norme UNI EN ISO in lingua inglese. Le due norme hanno l'obiettivo di facilitare il processo di valutazione degli effetti che un prodotto può avere sull'ambiente nell'intero suo ciclo di vita, incoraggiando in tal modo un più efficiente utilizzo delle risorse.

La **UNI EN ISO 14040:2006** "*Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Principi e quadro di riferimento*" fornisce in un quadro generale le pratiche, le applicazioni e le limitazioni dell'LCA, ed è destinata ad una vasta gamma di potenziali utenti e parti interessate, anche con una conoscenza limitata della valutazione del ciclo di vita. La presente norma è la versione ufficiale della norma europea EN ISO 14040 (edizione luglio 2006). La norma descrive i principi ed il quadro di riferimento per la valutazione del ciclo di vita (LCA).

La **UNI EN ISO 14044:2006** "*Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Requisiti e linee guida*" è stata elaborata per la preparazione, la gestione e la revisione critica del ciclo di vita. Fornisce le linee guida per la fase di valutazione dell'impatto dell'LCA, la fase di interpretazione dei risultati, la valutazione relativa alla natura e alla qualità dei dati raccolti.

Aggiornate per migliorarne la leggibilità, ma inalterate nei requisiti e nei contenuti tecnici (eccetto per gli errori e le discordanze), le UNI EN ISO 14040:2006 e UNI EN ISO 14044:2006 sostituiscono le precedenti edizioni delle norme (UNI EN ISO 14040:1998, UNI EN ISO 14041:1999, UNI EN ISO 14042:2001 ed UNI EN ISO 14043:2001).

### **3.1.2 Origini e sviluppo**

Le origini del concetto di analisi del "ciclo di vita" risalgono agli anni '60. La relazione di Harold Smith alla World Energy Conference del 1963, riguardante le richieste di energia per la produzione di intermedi chimici, si può considerare uno dei primi esempi della metodologia, seppure la valutazione degli impatti sull'ambiente fosse ancora marginale. Verso la fine degli anni Sessanta furono pubblicati alcuni studi di modelli globali in *The Limits to Growth* (Meadows et al., [1972]) nei quali si cercava di predire quali sarebbero stati gli effetti di un

aumento della popolazione mondiale sulla richiesta di materie prime e di energia. La prospettiva di un rapido esaurimento dei combustibili fossili e di eventuali modifiche climatiche, da attribuire soprattutto all'eccesso di calore immesso nell'atmosfera da parte dei processi di combustione, spinsero verso calcoli meticolosi sui consumi energetici e sui rifiuti termici delle industrie. In quel periodo furono compilati una dozzina di studi che stimavano i costi e le conseguenze ambientali di risorse energetiche alternative.

Nel 1969, un gruppo di ricercatori del Midwest Research Institute (MRI) condusse uno studio per conto della Coca-Cola confrontando diversi tipi di contenitori per le bevande, con lo scopo di determinare quale fosse l'involucro con il minor impatto sull'ambiente in termini di emissioni e di consumo di materie prime. Il calcolo fu realizzato quantificando le materie prime, il combustibile e i rilasci nell'ambiente per la produzione di ogni singolo contenitore. La procedura fu denominata Resource and Environmental Profile Analysis (REPA). Nel frattempo anche in Europa furono condotti studi simili, rivolti soprattutto ai sistemi d'imballaggio e denominati procedure di Ecobalance.

In Italia la necessità di uno strumento di contabilizzazione per i carichi ambientali associati alla produzione delle merci si delineò nel 1977-79 quando, presso l'Istituto di Merceologia dell'Università di Bari, l'economista Nebbia condusse ricerche sull'analisi dei flussi di energia attraverso i vari cicli produttivi distinguendo fra energia impiegata nell'impianto di produzione e energia incorporata nelle materie prime.

L'interesse per l'LCA aumentò negli anni Ottanta con lo sviluppo di una serie di metodi per la valutazione quantitativa degli impatti, riguardo a differenti tematiche ambientali (impoverimento delle risorse, riscaldamento globale, ecc.): in questo modo gli studi di LCA si diffusero, divenendo sempre più trasparenti e disponibili al pubblico.

Alla fine degli anni Ottanta permaneva, tuttavia, una situazione di enorme confusione: rapporti riguardanti LCA condotti sugli stessi prodotti contenevano spesso risultati contrastanti. Il motivo di ciò è da attribuire alla scarsa uniformità delle valutazioni, perché gli studi effettuati si basavano su dati, metodi e terminologie fra di loro differenti. Divenne presto evidente la necessità di una



metodologia univoca e standardizzata. Il dibattito scientifico fu portato avanti sotto il patrocinio della SETAC e uno dei risultati più importanti fu la pubblicazione di un quadro di riferimento universalmente accettato (Consoli F., 1993).

Oggi la maturità e l'unificazione della metodologia sono testimoniate dall'emissione da parte del Technical Committee 207 (TC207) dell'ISO (International Standards Organization) della normativa tecnica della serie ISO 14040 e dalla pubblicazione da parte del JRC dell'International reference life cycle data system (ILCD) handbook (JRC, 2010) secondo le cui indicazioni è stato condotto lo studio LCA oggetto di questa tesi di dottorato.

### **3.1.3 Differenti tipologie di LCA**

Il sopra citato approccio "*from cradle to grave*" fornisce la descrizione più accurata dei carichi ambientali del sistema in studio in una LCA.

La scelta di seguire l'oggetto dello studio dalla culla alla tomba è dettata principalmente da due ragioni: in primo luogo, una singola operazione industriale può apparentemente essere resa più efficiente e "più pulita" trasferendo l'inquinamento in altri comparti ambientali, così che i benefici derivanti da queste azioni vengono controbilanciati da problemi generati altrove, senza conseguire nel complesso alcun reale miglioramento; in secondo luogo tale approccio permette di passare da una tipologia di studio tipica dell'ingegneria tradizionale, focalizzata sull'efficienza dei singoli sistemi produttivi, ad una visione globale dell'intera catena produttiva.

Tuttavia condurre una LCA completa può risultare a volte molto oneroso, sia in termini di tempo che di denaro. In risposta a queste considerazioni, sono stati individuati metodi per semplificare la metodologia di LCA, per renderla più veloce e meno dispendiosa, senza rinunciare alle caratteristiche fondamentali di uno studio completo e senza perdere l'accuratezza e l'attendibilità dei risultati. Infatti a seconda dello scopo e degli obiettivi dello studio, una LCA può essere condotta più o meno dettagliatamente.

Le strategie semplificative possono riguardare la limitazione degli obiettivi, la riduzione della quantità di dati richiesti o il restringimento dei confini del sistema.

In quest'ultimo caso le semplificazioni introdotte producono degli studi di LCA definiti come segue:

- *“from cradle to gate”* (dalla culla al cancello): lo studio inizia con l’approvvigionamento delle materie prime e delle fonti di energia e si conclude con l’immissione del prodotto finito sul mercato, escludendo quindi la fase di utilizzo e di smaltimento dello stesso;
- *“from gate to gate”* (dal cancello al cancello): lo studio analizza unicamente la realtà aziendale, quindi comprende le fasi di fabbricazione e assemblaggio del prodotto.

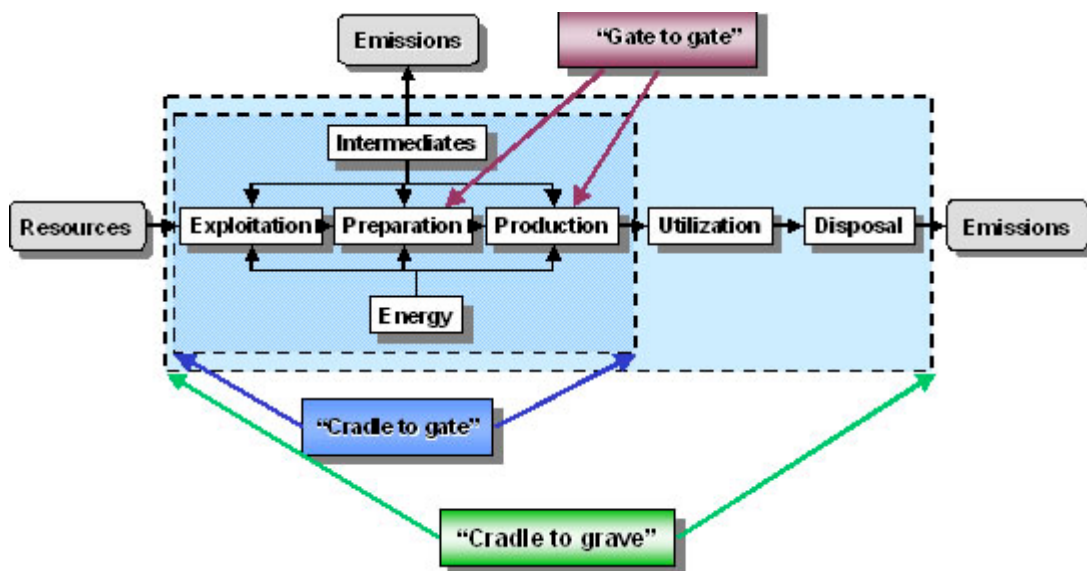


Figura 10: Schema di sintesi dei possibili approcci di uno studio LCA

Recentemente, però, gli studiosi del settore si sono orientati verso un approccio del tipo *“from cradle to cradle”* che comprende anche la rivalorizzazione del prodotto a fine vita attraverso il recupero di energia e materiali, nell’ottica di diminuire progressivamente la quantità di rifiuti da inviare allo smaltimento in discarica.

Conferire valore intrinseco a un qualsiasi prodotto a fine vita vuol dire promuovere ogni attività di recupero, reimpiego e riciclaggio, considerando lo

smaltimento finale in discarica una fase residuale da attuare in condizioni di massima sicurezza che arrechi il minor danno possibile all'ambiente.

Nella pratica, chi conduce una LCA col fine di progettare o riprogettare un prodotto ecosostenibile non è interessato tanto alle quantità dettagliate, quanto piuttosto alle differenze tra le possibili alternative di progettazione in esame. Inoltre la progettazione di un processo o di un prodotto attraversa varie fasi prima di arrivare alla sua conclusione e non è detto che la LCA relativa ad esso debba essere compiuta solo alla fine, poiché tale analisi può essere importante anche nelle fasi intermedie per indirizzare le scelte dei progettisti. In queste fasi non sarà naturalmente possibile eseguire uno studio completo, visto che il prodotto o processo in esame è ancora in fase di definizione. Dunque possiamo distinguere varie tipologie di LCA sulla base del tipo di dati a disposizione, della loro qualità e dello scopo per il quale lo studio viene eseguito.

La classificazione originaria sulle tipologie di LCA è quella offerta dalla CIT Ekologik, società svedese di consulenza in ecologia ambientale del prodotto e dell'amministrazione, che coopera con alcune importanti organizzazioni mondiali come la SETAC e rappresenta la Svezia nel comitato ISO (International Standards Organization) nell'ambito delle norme concernenti l'LCA.

La classificazione proposta dalla CIT Ekologik è la seguente:

- *Streamlined LCA* - LCA semplificata o parziale – una LCA di questo tipo in genere costituisce la base sulla quale poggiano le decisioni prese per conferire la giusta direzione allo sviluppo di nuovi prodotti o servizi, soprattutto quando questi non sono troppo complessi. Spesso i dati utilizzati in una LCA semplificata sono per la maggior parte di tipo qualitativo. Infine essa richiede un tempo di realizzazione breve, variabile da alcune settimane fino ad un paio di mesi;
- *Screening LCA* - LCA selettiva – questo tipo di LCA si utilizza principalmente nel caso in cui si vogliono individuare e “selezionare” le

fasi di vita di un prodotto che determinano gli impatti ambientali più consistenti. Si ricorre per lo più a dati standard, senza approfondire la ricerca delle informazioni né dare loro effettiva valutazione. Solo in seguito, dai risultati così ottenuti e da un'analisi di sensibilità, si individuano i dati critici dei quali è necessario migliorare la qualità. La LCA di screening, pur non essendo uno studio esaustivo, è un sistema rapido per la valutazione degli aspetti realmente importanti del ciclo di vita di un prodotto o servizio sui quali è necessario focalizzare l'attenzione negli eventuali approfondimenti successivi dello studio. In alcuni casi la LCA è condotta con tipologie di dati e modalità che appartengono in parte alla LCA di selezione e in parte a quella di screening. Le caratteristiche dello studio che ne deriva dipenderanno naturalmente dalle scelte effettuate relativamente ai dati considerati, dalla loro qualità e dai criteri adottati. I risultati che si possono ottenere sono buoni e addirittura in alcuni casi possono raggiungere una qualità prossima a quella dei risultati di una LCA dettagliata. In ogni caso l'uso di tali procedure semplificate dovrebbe avvenire per studi *compiuti* in tempi limitati e di portata ridotta e deve comunque essere opportunamente documentato e giustificato.

- *Detailed LCA* - LCA dettagliato - è lo studio necessario nel caso di una valutazione completa, che presuppone a monte uno o più studi di tipo selettivo. Un'analisi di questo tipo è indispensabile nel caso in cui i risultati debbano essere utilizzati per comunicazioni pubbliche. Una LCA dettagliata prevede una elevata qualità di dati e comprende, dunque, la raccolta sistematica di valori specifici del caso in esame (dati primari) da preferire a dati presi da bibliografia (dati secondari). Inoltre include lo studio di piccoli flussi di energia e di materiali, in modo da aumentare il livello di dettaglio dell'analisi.

### **3.1.4 LCA: metodologia**

Come definito dalla norma ISO 14040 la metodologia LCA si compone di quattro fasi principali:

1. Definizione degli obiettivi e dei confini del sistema (*Goal and scope definition*).
2. Redazione e analisi dell'inventario (*Inventory analysis*) – compilazione di un inventario completo dei flussi in ingresso (materiali, energia, risorse naturali) e in uscita (emissioni in aria, acqua e suolo, rifiuti) che siano rilevanti per il sistema definito.
3. Valutazione degli impatti ambientali (*Life cycle impact assessment*) – valutazione dei potenziali impatti ambientali diretti e indiretti associati a input e output e della loro significatività.
4. Interpretazione dei risultati e analisi di miglioramento (*Interpretation and improvement analysis*) – analisi dei risultati delle due fasi precedenti e definizione delle possibili linee di intervento.

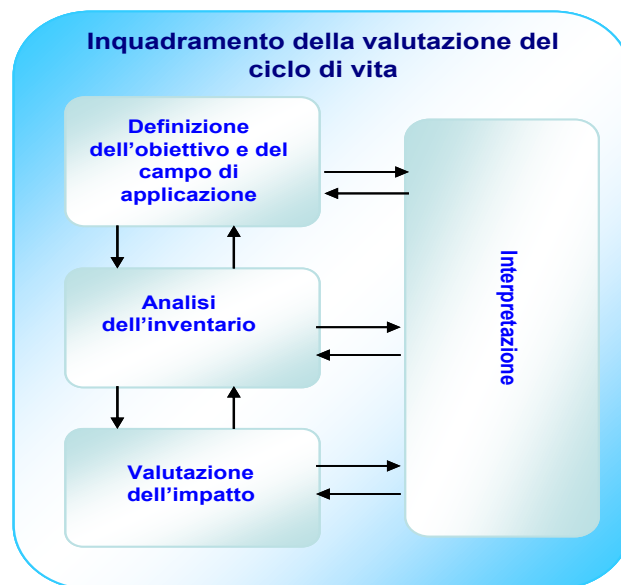


Figura 11: Schema delle fasi che costituiscono la metodologia LCA

### 3.1.5 Definizione di obiettivo e campo di applicazione dello studio

La prima fase di uno studio LCA consiste nella dichiarazione degli obiettivi e delle motivazioni dello studio e nella definizione dell'oggetto dell'analisi e dei confini del sistema.

L'obiettivo di una LCA deve stabilire senza ambiguità le motivazioni per le quali si realizza lo studio, quale sarà l'applicazione prevista per i suoi risultati ed il tipo di pubblico a cui è destinato. Nella definizione del campo di applicazione si

deve descrivere il sistema oggetto dello studio ed elencare le categorie di dati da considerare in esso. Tale definizione deve essere fatta con cura per assicurare che l'ampiezza, la profondità e il dettaglio dello studio siano compatibili con l'obiettivo che ci si è prefissi di conseguire. Essendo poi la LCA una tecnica iterativa, a volte può essere necessario modificare il campo di applicazione a seguito di informazioni supplementari raccolte nel corso del lavoro, allo scopo di soddisfare l'obiettivo originale dello studio.

E' evidente che questa prima fase condiziona notevolmente le linee di svolgimento dell'analisi e può portare a significativi cambiamenti dei risultati.

Al fine di comprendere in che maniera nella metodologia LCA vengono scelti i confini del sistema, è utile riportare le definizioni di sistema di prodotto e unità di processo fornite dalla norma ISO 14040.

Per sistema di prodotto si intende un insieme di unità di processo interconnesse da flussi di prodotti intermedi che rappresentano una o più funzioni definite, in cui con il termine funzione si indica una caratteristica prestazionale del sistema. La descrizione di un sistema di prodotti comprende le unità di processo, i flussi elementari e i flussi di prodotti che oltrepassano i confini del sistema, nonché i flussi intermedi dentro il sistema.

Le unità di processo sopra citate sono la più piccola parte di un sistema di prodotto per la quale sono stati raccolti i dati nel corso della Valutazione del Ciclo di Vita. Sono collegate tra loro da flussi di prodotti intermedi (materiali di base, semilavorati) e/o rifiuti da trattare e sono collegate con altri sistemi di prodotti e con l'ambiente da flussi elementari in input (materie prime, energia) e in output (radiazioni, emissioni in aria, acqua, suolo).

La suddivisione di un sistema di prodotti in unità di processo rende più facile l'identificazione delle entità in ingresso e in uscita da esso. La sua descrizione comprenderà dunque quella delle unità di processo, dei flussi elementari e dei flussi di prodotti che oltrepassano i confini del sistema, nonché quella dei flussi intermedi interni al sistema stesso.

La descrizione iniziale delle unità di processo considerate è fondamentale per definire innanzitutto dove ha inizio ogni sistema di prodotti in termini di ricevimento di materie prime e prodotti intermedi, ma anche per la definizione della natura delle trasformazioni e delle operazioni che si svolgono al suo

interno. Inoltre, poiché una unità di processo genera a sua volta altre entità in uscita come risultato delle sue attività, il suo confine sarà dunque determinato dal livello di dettaglio richiesto per soddisfare l'obiettivo dello studio.

Infine, poiché il sistema considerato è un sistema fisico, ogni unità di processo deve soddisfare le leggi di conservazione di massa ed energia e perciò la validità della descrizione dell'unità di processo potrà essere controllata proprio attraverso un bilancio di massa ed energia.

Per una descrizione chiara di un sistema di prodotti può essere molto utile l'uso di un diagramma di flusso di processo, che permette di illustrare rapidamente quali sono le unità di processo considerate.

Gli studi di LCA sono dunque condotti mediante lo sviluppo di modelli descrittivi degli elementi chiave di un sistema fisico. La scelta degli elementi del sistema fisico da introdurre nel modello dipenderà dalla definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione dello studio. Infatti non sarebbe pratico né utile studiare tutte le relazioni tra le unità di processo di un sistema di prodotti o quelle tra un sistema di prodotti e l'ambiente. Ovviamente è necessario specificare le ipotesi alla base delle semplificazioni introdotte e descrivere i modelli utilizzati nell'analisi.

#### **3.1.5.1 Le funzioni del sistema di prodotto e l'unità funzionale**

Nella descrizione del campo di applicazione di una LCA si deve specificare con chiarezza quali sono le funzioni del sistema in analisi, ovvero le caratteristiche prestazionali del sistema di prodotti o dei sistemi nel caso di studi comparativi.

Allo scopo di quantificare le suddette funzioni si utilizza l'unità funzionale, definita dalla norma ISO 14040 come:

*“Prestazione quantificata di un sistema di prodotto da utilizzare come unità di riferimento in uno studio di Valutazione del Ciclo di Vita. Lo scopo principale dell'unità funzionale è di fornire un riferimento a cui legare i flussi in entrata ed in uscita. Questo riferimento è necessario per consentire la comparabilità dei risultati della LCA, che risulta critica quando si valutano sistemi differenti perché ci si deve assicurare che il confronto venga fatto su base comune”.*

In definitiva l'unità funzionale costituisce il riferimento a cui tutti i dati dello studio in ingresso e in uscita saranno normalizzati, perciò essa deve essere chiaramente definita e misurabile.

Va sottolineato che i confronti tra sistemi devono essere effettuati sulla base della medesima funzione e quantificati attraverso la stessa unità funzionale.

### **3.1.5.2 Confini del sistema e cut-off**

I confini di un sistema di prodotto definiscono le unità di processo da includere nel sistema in cui si costruisce il modello e devono essere scelti in maniera tale che tutti i flussi in ingresso e in uscita siano flussi elementari. La scelta dei confini, il livello di aggregazione dei dati e il modello scelto per il sistema devono essere coerenti con l'obiettivo dello studio.

Quando non c'è sufficiente tempo, dati o risorse per condurre uno studio completo, si può decidere di escludere delle unità di processo dalla composizione del modello. In questo caso qualunque decisione di eliminare fasi del ciclo di vita, processi o flussi in ingresso o in uscita deve essere chiaramente indicata e giustificata.

### **3.1.6 Analisi di inventario - LCI**

La redazione dell'inventario (Life Cycle Inventory – LCI) è il cuore di un'analisi LCA. In questa fase vengono riportati tutti i flussi di energia e di materia del sistema/prodotto in esame normalizzati all'unità funzionale. Questi flussi sono espressi in unità fisiche (unità di massa e di energia) e comprendono l'utilizzo di risorse e di energia e tutti i rilasci in aria, in acqua e nel suolo associati al sistema.

Nell'inventario devono essere inclusi i dati raccolti per ognuna delle unità di processo comprese nei confini del sistema. La qualità dei dati raccolti ed usati nella fase di inventario è propedeutica alla qualità finale dello studio LCA. La raccolta di informazioni deve rispondere a criteri di completezza, precisione, rappresentatività, coerenza e riproducibilità. Un metodo di valutazione semplice consiste nell'effettuare un bilancio di massa per ogni processo, tenendo conto



del fatto che l'ammontare degli input deve essere pari al rilascio degli output. E' necessario descrivere dettagliatamente la qualità dei dati per poter successivamente operare confronti fra studi su sistemi analoghi. Tale descrizione deve definire alcuni parametri quali:

- Fattori relativi ad area geografica, tecnologia e periodo temporale di riferimento
- Precisione, completezza e rappresentatività dei dati
- Incertezza dell'informazione.

Durante la raccolta è opportuno usare un consistente numero di fonti, come altre analisi LCA, banche dati internazionali o disponibili in software, dati provenienti dalla letteratura, proceedings di convegni e congressi, informazioni disponibili in internet e dati raccolti sul campo presso aziende e industrie.

I dati misurati direttamente dall'autore presso siti industriali sono definiti dati primari (primary data) mentre quelli ricavabili da letteratura e da banche sono dati secondari (secondary data) di cui è bene controllare la fonte e la data di pubblicazione.

Allo stato attuale, il problema della qualità dei dati rappresenta ancora il punto critico della metodologia del ciclo di vita, poiché esistono sia troppi dati di natura confidenziale, sia differenze consistenti se si paragonano banche dati su uguali processi produttivi.

La situazione è complicata dal fatto che le realtà aziendali non sempre possiedono dati dei propri processi organizzati in maniera funzionale all'uso degli stessi in un'Analisi del Ciclo di Vita.

Nella fase di inventario si raccolgono i dati di processo anche per l'energia utilizzata nel sistema produttivo (energia elettrica, idrocarburi) e nel sistema di trasporto (idrocarburi).

Il procedimento per condurre un'analisi di LCA è iterativo: man mano che i dati vengono raccolti, i confini iniziali del sistema potrebbero essere revisionati, in accordo con i criteri stabiliti nel campo di applicazione.

La definizione del confine del sistema e l'assegnazione degli input e output ai vari sottosistemi del processo non è sempre semplice da operare. Per agevolare l'indagine LCA, è opportuno suddividere il processo in una serie di

sotto-sistemi in cui vengano correttamente assegnati gli input e output, in modo che riflettano le relazioni fisiche insite tra i flussi e i differenti prodotti.

Una volta individuati i flussi in ingresso ed in uscita dal sistema, si passa all'aggregazione di questi, tenendo presente che le categorie di dati dovrebbero essere aggregate solo se si riferiscono a sostanze equivalenti e ad impatti ambientali simili.

### **3.1.6.1 Allocazione dei flussi e dei rilasci**

Una analisi di inventario si basa essenzialmente sulla capacità di correlare delle unità di processo all'interno di un sistema con flussi elementari di materiali ed energia. Tuttavia in realtà sono davvero pochi i processi industriali che producono un solo flusso in uscita o che sono fondati sulla linearità tra materie prime in ingresso e in uscita. Nella maggior parte dei casi, infatti, i processi industriali comportano più di un prodotto, senza contare che alcuni prodotti intermedi o di scarto possono essere riciclati e riutilizzati come se fossero materie prime.

La conseguenza di tutto ciò è che i flussi di materiali ed energia, nonché i rilasci nell'ambiente ad essi associati, dovranno essere ripartiti nel sistema di prodotto considerato. Tale processo prende il nome di allocazione e dovrà essere documentato e giustificato per ognuna delle unità di processo considerate e dovrà essere condotto secondo procedure chiaramente definite.

Le procedure di allocazione, che dovrebbero approssimare al meglio le relazioni che sussistono tra i flussi in ingresso e in uscita, possono basarsi su:

- Proprietà fisiche: ad esempio in base al peso o al volume dei vari prodotti
- Valore economico di ciascun prodotto.

Se possibile il processo di allocazione dovrebbe essere sempre evitato, ad esempio mediante la divisione delle unità di processo da allocare in due sottoprocessi e collegando i dati in ingresso e in uscita relativi a tali sottoprocessi, oppure tramite l'espansione del sistema in modo che quest'ultimo includa funzioni aggiuntive relative ai coprodotti (JRC, 2010).

### **3.1.6.2 Interpretazione dei risultati e limitazioni dell'analisi di inventario**

L'interpretazione dei risultati di una LCI deve avvenire in accordo con l'obiettivo ed il campo di applicazione dello studio e dovrà comprendere:

- una valutazione della qualità dei dati e un'analisi di sensibilità dei flussi in ingresso e in uscita significativi nonché delle scelte metodologiche adottate, con lo scopo di poter valutare l'incertezza dei risultati;
- l'identificazione delle limitazioni dello studio sempre mediante una valutazione della qualità dei dati e un'analisi di sensibilità;
- una verifica che le definizioni del sistema e dell'unità funzionale siano appropriate;
- una verifica del fatto che la definizione dei confini del sistema sia appropriata.

Si deve sempre tener presente che i risultati dell'interpretazione di una analisi di inventario si riferiscono a dati in ingresso e in uscita e non direttamente agli impatti sull'ambiente: anche per questo una LCI non dovrebbe essere utilizzata come base per fare dei confronti.

### **3.1.7 Analisi degli impatti**

#### **3.1.7.1 Definizione e finalità**

Lo scopo di questa fase è di valutare la portata degli impatti ambientali del sistema, trasformando ogni flusso di sostanze della tabella di inventario in un contributo agli impatti stessi mediante gli indicatori di impatto.

Questa valutazione possiede come matrice di base l'inventario dell'oggetto in esame, cioè il complesso bilancio materiale ed energetico in uscita dalla LCI, e permette di ottenere risultati di più immediata comprensione che consentiranno di definire i miglioramenti ambientali da apportare al sistema dello studio.

Nelle suddette norme ISO si legge:

*“Il fine della LCIA è valutare i risultati dell’analisi dell’inventario del ciclo di vita (LCI) di un sistema di prodotto, per comprendere meglio la loro significatività ambientale.”*

Tale approccio si articola in quattro momenti principali:

- 1. classificazione,**
- 2. caratterizzazione,**
- 3. normalizzazione,**
- 4. ponderazione.**

Per la ISO i primi due momenti, cioè la raccolta dei risultati di indicatore per le diverse categorie d’impatto, sono obbligatori, mentre la normalizzazione e la ponderazione rappresentano elementi facoltativi da utilizzare in funzione dell’obiettivo e del campo di applicazione dello studio LCA.

#### **3.1.7.2 Classificazione**

Durante la classificazione si identificano le categorie d’impatto, attribuendo le emissioni inquinanti e i consumi di materie prime, energia ed acqua alle specifiche categorie da essi provocati.

#### **3.1.7.3 Caratterizzazione**

Nella fase di caratterizzazione si moltiplica la quantità di una certa sostanza (informazione presente nell’inventario) per la sua relativa attitudine o incidenza a provocare un impatto ambientale per una determinata categoria d’impatto. Generalmente questa incidenza riguarda una sostanza presa a riferimento, emblematica per quella categoria. Ad esempio, per l’effetto serra, la sostanza di riferimento è l’anidride carbonica (CO<sub>2</sub>), e si esprimono i contributi di tutti i gas serra in kg di CO<sub>2</sub> equivalente.

Dire per esempio che il metano ha un potenziale effetto serra pari a 25 kg di CO<sub>2</sub> vuol dire che un kg di metano ha un’incidenza sull’effetto serra pari a 25

kg di CO<sub>2</sub>. L'impatto totale sull'effetto serra del prodotto analizzato sarà dato dalla somma di tutti i contributi dei gas serra espressi in kg di CO<sub>2</sub> equivalenti. Grazie alla classificazione e alla caratterizzazione si riduce notevolmente il numero di voci dell'inventario giungendo ad un numero limitato (in genere si considerano da otto a dieci effetti ambientali) che rappresenta il "profilo ambientale" (o "eco-profilo") dell'analisi. Prima di passare al terzo momento, vengono di seguito approfondite le categorie di impatto ambientale maggiormente considerate negli studi LCA.

#### **3.1.7.3.1 Categorie di impatto**

Nella maggioranza degli studi LCA vengono considerate principalmente le seguenti categorie d'impatto:

- diminuzione delle risorse (abiotiche e biotiche)
- riscaldamento globale
- impoverimento dell'ozono stratosferico
- acidificazione del suolo
- formazione di smog fotochimico
- arricchimento in nutrienti (eutrofizzazione)
- tossicità umana
- eco-tossicità
- uso del territorio.

Queste categorie devono essere considerate soltanto effetti ambientali potenziali, essenzialmente per due motivi: in primo luogo lo strumento LCA non svolge una determinazione puntuale delle emissioni inquinanti in un preciso istante temporale e in un preciso sito, in secondo luogo esistono ancora incertezze nelle conoscenze scientifiche relative ai meccanismi causa-effetto dell'inquinamento globale.

Ciascun effetto ambientale è inoltre caratterizzato da una diversa e specifica sfera di influenza (globale, regionale o locale), come rappresentato in tabella. In particolare, esistono alcuni effetti, come l'eutrofizzazione, la tossicità ecologica e umana, ecc. che presentano una forte dipendenza dalle condizioni del corpo ricevente. E' in questo senso che deve muoversi la ricerca della metodologia

LCA, tentando di diminuire le incertezze dovute alla variabilità geografica degli ecosistemi.

SCALA	EFFETTO
<b>Globale</b>	effetto serra impoverimento dell'ozono stratosferico diminuzione delle risorse non rinnovabili
<b>Regionale</b>	acidificazione del suolo eutrofizzazione formazione di smog fotochimico tossicità cronica (ambientale e umana)
<b>Locale</b>	tossicità acuta (ambientale e umana) degradazione dell'area disturbi di tipo fisico (traffico, rumori)

Tabella 10: Principali effetti ambientali divisi per scala di influenza

### Diminuzione delle risorse

Considerando la categoria "risorse" nella sua globalità, è necessario effettuare una distinzione netta: quella tra le risorse intrinsecamente rinnovabili, anche definite risorse flusso (acqua, aria, energia solare, energia eolica, risorse biotiche) e le risorse non rinnovabili, denominate risorse stock (combustibili fossili e minerali, sabbia, ghiaia, risorse del territorio in generale).

Con il graduale aumento della conoscenza della loro disponibilità fisica, queste risorse diventano riserve note all'umanità e quindi sfruttate. Naturalmente è chiaro che il volume globale della riserva di una risorsa è limitato rispetto all'effettiva disponibilità fisica in tutta la litosfera.

Nell'ottica di uno sviluppo sostenibile la diminuzione delle riserve, delle risorse flusso e delle risorse stock assume un'importanza primaria e dipende soprattutto dalla loro grandezza fisica e dal loro grado di impiego (nell'indice di

questa categoria è ragionevole considerare risorse il cui esaurimento potrebbe accadere in un periodo di cento anni). La letteratura prevede un indice per la diminuzione delle risorse calcolato come somma di valori dimensionali che fuoriescono dal seguente rapporto:

$$D = \text{materia prima utilizzata [kg]} / \text{produzione annuale materia[kg]}$$

Questo indicatore è stato però costruito senza tener presente la riserva della specifica materia prima, ignorando quindi il concetto della limitatezza della risorsa. Un approccio più rigoroso consiste nel confrontare il consumo di risorse con il rapporto riserve/produzione:

$$D = Ci / Ri / Pi$$

dove:

*Ci* rappresenta il consumo della risorsa considerata;

*Ri* rappresenta l'ammontare delle sue riserve;

*Pi* è la produzione annuale della risorsa.

In realtà *D* offre una stima della disponibilità delle riserve in maniera compatibile con i livelli attuali di consumo e produzione.

### Riscaldamento globale

Il meccanismo noto come "effetto serra" si genera perché alcuni gas atmosferici non sono trasparenti (hanno una buona capacità di assorbimento) alla radiazione infrarossa riemessa dal suolo terrestre. Questo comportamento provoca il surriscaldamento di tutto il globo terrestre, a causa dell'aumento di temperatura che si verifica negli strati più bassi dell'atmosfera.

Nell'ultimo secolo le attività antropiche industriali hanno fortemente disturbato il ciclo naturale della CO<sub>2</sub> in quanto l'enorme impiego di carbone e petrolio ha provocato l'immissione in atmosfera di circa 5\*10<sup>14</sup> kg di anidride carbonica, facendone aumentare la concentrazione da ≈ 290 ppm nel 1890 a ≈ 354 ppm nel 1990, con un tasso, negli ultimi decenni, pari a 1,25 ppm all'anno (IPCC).

I gas serra più importanti sono l'anidride carbonica, il metano, l'ozono troposferico e il vapore acqueo. Oltre ai composti già citati, gas serra minori sono: il protossido di azoto (N<sub>2</sub>O), i Cloro-Fluoro-Carburi (CFC) e i gas correlati (Idro-Cloro-Fluoro-Carburi, HCFCs).

I quantitativi di gas serra, espressi in kg di CO<sub>2</sub>-equivalenti, sono valutati utilizzando i potenziali di riscaldamento globale (*Global Warming Potentials – GWPs*). Determinati dalla IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), questi potenziali sono stati calcolati considerando sia l'attitudine del gas serra ad assorbire radiazioni infrarosse, sia il tempo di permanenza del gas in atmosfera. Il GWP è quindi la misura, basata sulla concentrazione e sul periodo di esposizione, del potenziale contributo che una sostanza arreca all'effetto serra, rispetto a quello provocato dalla stessa quantità di anidride carbonica (Tabella 11). In genere i GWPs sono valutati per diversi periodi di esposizione, "tempi-orizzonte", normalmente pari a 20, 100, 200 anni.

Il potenziale di riscaldamento dell'atmosfera sarà dato dalla seguente relazione:

$$GWP = \sum GWPi * mi$$

dove:

*GWPi* è il potenziale di riscaldamento globale della sostanza i-esima,

*mi* è la massa della stessa sostanza, espressa in kg.

<b>Categoria d'impatto</b>	<b>Sostanza</b>	<b>GWP a 20 anni [kgCO<sub>2</sub> equival.]</b>
Effetto serra	CO <sub>2</sub>	1
	NH <sub>3</sub>	< 1
	C <sub>3</sub> H <sub>8</sub>	20

Tabella 11: Alcuni valori di GWP

#### Impoverimento dell'ozono stratosferico

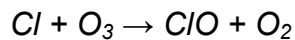
L'ozono (O<sub>3</sub>) è presente in atmosfera con una concentrazione notevolmente variabile che va dai 50 ppb a suolo a circa 5 ppm in stratosfera. Nonostante la sua bassa concentrazione, l'ozono stratosferico è un costituente di fondamentale importanza per la vita sulla Terra, infatti è in grado di assorbire efficacemente la radiazione solare ultravioletta con lunghezza d'onda compresa fra 0,2 e 0,3 µm, letale per le forme di vita terrestri.

L'esposizione eccessiva dell'uomo alla radiazione ultravioletta aumenta il rischio di cancro alla pelle, di depressione del sistema immunitario, di danni alla



vista e la frequenza di dolorosi casi di eritema negli individui di pelle bianca. Sugli ecosistemi l'assottigliamento della fascia di ozono minaccia l'equilibrio alimentare oceanico e marino, causa una riduzione dell'azoto atmosferico che influisce sui raccolti agricoli, aumenta la frequenza di piogge acide e smog ed arreca un rapido degrado a diversi materiali.

I principali responsabili della rottura delle molecole di ozono, composti molto stabili che raggiungono inalterati la stratosfera, sono i clorofluorocarburi (CFC) e gli idroclorofluorocarburi; questi ultimi sono detti halons e comunemente usati come sostanze antincendio. In particolare le molecole di  $\text{CFCl}_3$  e  $\text{CF}_2\text{Cl}_2$  raggiungono stabilmente la stratosfera, dove, per azione della radiazione elettromagnetica con lunghezza d'onda pari a  $0,23 \mu\text{m}$ , si scindono e liberano atomi di cloro. L'atomo di cloro interagisce con l'ozono secondo la reazione:



Dando luogo a una specie instabile, che si chiama ipoclorito (ClO) e a ossigeno molecolare. La molecola di ipoclorito appena formata, reagendo con ossigeno atomico, si dissocia rapidamente perché molto instabile e libera nuovamente atomi di cloro, pronti a distruggere altre molecole di ozono e molecole di ossigeno molecolare. Un singolo atomo di cloro può arrivare a rompere fino a diecimila molecole di ozono prima di tornare sulla troposfera, sotto forma di acido.

L'indice costruito per questa categoria d'impatto è il potenziale di riduzione dell'ozono (*Ozone Depletion Potential-ODP*) da parte della World Meteorological Organization (WMO). Per gli ODP la sostanza di riferimento è il  $\text{CFCl}_3$ , anche conosciuto come CFC-11 (Tabella 9).

Come nel caso dei GWPs, anche qui il potenziale complessivo, espresso in kg di CFC-11 equivalenti, sarà dato dalla seguente relazione :

$$\text{ODP} = \sum \text{ODPi} * mi$$

dove:

*ODPi* è il potenziale di diminuzione dello strato di ozono del gas considerato, *mi* è la massa del generico gas rilasciato, espressa in kg.

Esistono però ancora incertezze sul fenomeno dell'impovertimento dell'ozono stratosferico; infatti, pur essendo riconosciuto l'effetto dannoso dell' $\text{NO}_2$  e

dell'N<sub>2</sub>O, non è mai stato possibile determinarne i relativi ODP, perché non sono ancora chiari alcuni meccanismi di causa-effetto.

<b>Categoria d'impatto</b>	<b>Sostanza</b>	<b>ODP a 20 anni [kg CFC-11 equival.]</b>
<b>Diminuzione strato di ozono</b>	<b>CFCI</b>	<b>1</b>
	<b>CFCICFCl<sub>2</sub></b>	<b>0,59</b>
	<b>CCl<sub>4</sub></b>	<b>1,23</b>

Tabella 12: Alcuni valori di ODP

### Acidificazione del suolo

L'acidificazione è quel fenomeno che si genera in seguito al rilascio al suolo di particolari composti che hanno la capacità di rilasciare protoni: ne consegue l'abbassamento del pH di terreni agricoli, falde acquifere, laghi e foreste. Anche le costruzioni, i monumenti e i materiali in genere riportano danni rilevanti in seguito alle deposizioni acide. Vistosi effetti di acidificazione si sono registrati in Scandinavia e in alcune regioni europee centro-orientali.

Essendo un impatto ambientale regionale, l'acidificazione dipende molto dalla natura degli ecosistemi riceventi, quindi risulta particolarmente complesso valutare tutti i meccanismi che la generano.

I composti responsabili dell'acidificazione sono quelli che, con l'intervento di catalizzatori (per esempio ossidi di ferro e umidità), riescono a generare ioni idrogeno (H<sup>+</sup>), come SO<sub>x</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>x</sub>.

La sostanza di riferimento per la standardizzazione è l'anidride solforosa (SO<sub>2</sub>). L'indice costruito è il Potenziale di Acidificazione (*Acidificaton Potential – AP*), espresso in kg di SO<sub>2</sub> equivalente (Tabella 10).

Il potenziale di acidificazione del sistema in esame è dato dalla seguente relazione, analoga a quella per il GWP e l'ODP:

$$AP = \sum AP_i * m_i$$

dove per un generico gas:

*AP<sub>i</sub>* è il potenziale di acidificazione della sostanza rilasciata,

$m_i$  è la massa della sostanza, espressa in kg.

<b>Categoria d'impatto</b>	<b>Sostanza</b>	<b>AP [kg SO<sub>2</sub> equival.]</b>
Acidificazione	SO <sub>2</sub>	1
	NO <sub>3</sub>	1,88
	NO <sub>x</sub>	0,7

Tabella 13: Alcuni valori di AP

### Formazione di smog fotochimico

Lo smog fotochimico (*Photosmog*) costituisce una manifestazione dell'inquinamento atmosferico in ambiente urbano e suburbano. Il termine si riferisce ad un miscuglio di inquinanti, fra i quali predominano gli ossidi di azoto, l'ozono, l'ossido di carbonio, aldeidi e idrocarburi, che si forma nella bassa atmosfera per azione della luce solare sulle emissioni derivanti delle attività umane.

L'espressione "smog fotochimico" è stata coniata per analogia con lo "smog" convenzionale; anche quest'ultimo interessa le aree urbane, ma è formato prevalentemente da anidride solforosa, composti parzialmente combustibili e particolato carbonioso, e si manifesta prevalentemente intorno all'alba nella stagione invernale.

Nello smog fotochimico la luce solare fornisce l'energia di attivazione per numerose reazioni chimiche, di conseguenza esso assume intensità massima nel periodo estivo e nelle ore intorno a mezzogiorno.

In sintesi il fenomeno si articola in quattro fasi:

1. reazione tra i composti organici volatili (COV) e i radicali idrossidi (OH) per formare radicali-perossidi organici;
2. reazione dei radicali perossidi (ad esempio CH<sub>3</sub>OO) con monossido di azoto (NO) per formare NO<sub>2</sub>;

3. reazione del biossido di azoto, in presenza di raggi solari ( $\lambda=0,43 \mu\text{m}$ ) per formare NO e atomi di ossigeno;
4. reazione degli atomi di ossigeno con le molecole di ossigeno ( $\text{O}_2$ ) per formare ozono.

Durante la seconda fase l' $\text{NO}_2$  può anche reagire con i radicali perossidi e portare alla formazione del perossiacetil-nitrato (PAN) e del perossibenzoil-nitrato (PBzN), molecole altamente irritanti.

I disturbi generati da questo smog, legati essenzialmente alla presenza di ozono, PAN e PBzN negli strati bassi dell'atmosfera, sono irritazione agli occhi, problemi occasionali o cronici all'apparato respiratorio e danni agli alberi e alle coltivazioni (rallentamento della crescita e morte delle piante).

Sebbene lo smog fotochimico sia stato studiato prevalentemente in ambiente urbano, di recente si sono riscontrati processi analoghi in vaste regioni tropicali e subtropicali, determinati dai gas emessi dai periodici incendi delle erbe della savana. In queste aree il fenomeno è favorito dalla radiazione solare che può portare, attraverso le complesse reazioni, ad un livello ozono cinque volte superiore al valore normale.

L'indicatore di conversione utilizzato è il potenziale di formazione di smog fotochimico (*Photochemical Ozone Creation Potentials – POCP*), espresso in kg di etilene ( $\text{C}_2\text{H}_4$ ) equivalente .

Il sistema in esame avrà un potenziale di formazione di smog fotochimico derivante dalla seguente relazione:

$$POCP = \sum POCP_i * m_i$$

dove:

*POCP* è il potenziale di formazione di ozono fotochimico relativo al gas rilasciato,

*m<sub>i</sub>* è la massa del gas rilasciato, espressa in kg.

### Eutrofizzazione

L'eutrofizzazione, detta anche fertilizzazione, è un processo di arricchimento di sostanze nutritive di un ambiente acquatico, per mutazione naturale o favorito da scarichi urbani, agricoli e industriali, che spesso determina uno sviluppo

abnorme di alghe. Le sostanze di cui si parla sono in particolare fosforo e azoto e sono dette "biostimolanti". Questo fenomeno si verifica soprattutto nei laghi e nei fiumi a corso molto lento, dove queste sostanze tendono progressivamente a concentrarsi. Il graduale accumulo, che si sviluppa in modo naturale (tutte le acque che giungono al corpo d'acqua contengono sostanze nutritive derivanti dal dilavamento del terreno, dalla presenza di organismi, ecc.), è stato esasperato dall'uomo con l'immissione, in modo massiccio e concentrato nel tempo, di grandi quantità di sostanze contenute nelle acque di rifiuto, oltre che nei fertilizzanti utilizzati in agricoltura.

Nel corpo d'acqua recettore si instaura allora una reazione a catena: le alte concentrazioni favoriscono la crescita, in particolare durante il periodo estivo, di grandi quantità di plancton, costituito specialmente da microalghe. Con le sfavorevoli condizioni climatiche del periodo invernale (scarsa luminosità, bassa temperatura), la flora acquatica formata si in gran parte muore, precipita sul fondo del corso d'acqua e si decompone inducendo l'assorbimento di forti quantitativi di ossigeno.

Si instaura così un deficit di ossigeno, cioè si sviluppano condizioni anaerobiche che si estendono costantemente in tutta la massa liquida, provocando gravi sconvolgimenti nell'equilibrio biologico dell'ecosistema. In particolare si liberano sostanze tossiche (come ammoniaca e idrogeno solforato) con conseguenti morie di pesci ed altri organismi che esigono un ambiente aerobico e si solubilizzano di nuovo le sostanze nutritive alla base del ciclo. Contemporaneamente l'acqua tende a intorbidirsi, limitando la trasmissione della luce in profondità e peggiorando ulteriormente la situazione.

Alcuni effetti negativi dell'eutrofizzazione sono:

- aumento della biomassa di fitoplancton
- sviluppo di specie tossiche di fitoplancton
- aumento della quantità di alghe gelatinose (mucillagini)
- aumento delle piante acquatiche in prossimità dei litorali
- aumento della torbidità e del cattivo odore dell'acqua
- diminuzione della quantità di ossigeno disciolto nell'acqua
- diminuzione della diversità biotica
- scomparsa di alcune specie ittiche pregiate (ad esempio i salmonidi).

Per contrastare l'eutrofizzazione sono necessari interventi che riducano gli afflussi di nutrienti ai corpi idrici (riduzione dei fertilizzanti in agricoltura, depurazione degli scarichi civili ed industriali, trattamento delle acque di scolo delle colture tramite agenti sequestranti ed impianti di fitodepurazione). Si ritiene che il riscaldamento globale contribuirà a peggiorare il fenomeno dell'eutrofizzazione: il riscaldamento delle acque superficiali, infatti, fa diminuire la solubilità dei gas (e quindi anche dell'ossigeno).

L'entità del processo di eutrofizzazione dipende fortemente dalla qualità di partenza dell'acqua e dalla natura del corpo idrico; per questo motivo risulta molto complessa la risoluzione della componente spaziale nell'applicazione dell'indicatore specifico della categoria.

La standardizzazione di tale fenomeno si effettua utilizzando un indice che misura l'attitudine delle diverse sostanze emesse a favorire lo sviluppo di biomassa.

Con lo stesso approccio visto per le altre categorie, è stato costruito un potenziale di eutrofizzazione (*Nutrition Potential – NP*), espresso in kg di ione fosfato equivalente (Tabella 11).

Il sistema avrà un potenziale di eutrofizzazione globale dato dalla sommatoria dei diversi NP, come mostra la seguente relazione:

$$NP = \sum NP_i * m_i$$

dove:

$NP_i$  è il potenziale di eutrofizzazione della generica sostanza,

$m_i$  è la massa della rispettiva sostanza.

<b>Categoria d'impatto</b>	<b>Sostanza</b>	<b>NP [kg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> equival.]</b>
Eutrofizzazione	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	1
	NO <sub>x</sub>	0,13
	NH <sub>4</sub>	0,33

Tabella 14: Alcuni valori di NP

### Tossicità umana

Per tossicità umana si intende un fenomeno fortemente complesso riguardante l'esposizione dell'uomo a composti chimici e biologici nocivi per le cellule del suo corpo.

Ad esempio una sostanza altamente tossica per l'uomo è il monossido di carbonio (CO): se respirato anche in piccole quantità il CO si lega all'emoglobina formando un complesso detto carbossi-emoglobina. L'emoglobina, molecola complessa del sangue che ha il compito di trasportare l'ossigeno, si ritrova così a veicolare il CO in tutte le cellule del corpo umano. In un ambiente chiuso l'aumento repentino di CO (dovuto ad esempio ad una caldaia che non funzioni bene) ha effetti mortali.

Esistono poi sostanze tossiche che si accumulano lungo tutta la catena alimentare perché non sono né degradate né metabolizzate e giungono ad organismi di ordine superiore. E' il caso dei Poli-Cloro-Bifenili (PCB) che possono arrivare all'uomo, ad esempio, dopo l'ingestione involontaria di pesce contaminato. I PCB si depositano nel tessuto adiposo e possono procurare dermatiti, danni al fegato e ai reni e, benché non sia stata accertata la loro cancerogenicità, vi è il sospetto che siano anche potenzialmente oncogeni.

Questa categoria di impatto è complessa e intricata; in letteratura sono stati sviluppati diversi metodi che hanno preso in considerazione il tempo di permanenza degli inquinanti nell'ambiente, la loro tossicità rispetto al tempo di esposizione (basandosi su funzioni dose-effetto) e il loro effetto tossicologico. Il dibattito scientifico, sia in sede ISO che in sede SETAC, ha riguardato la possibilità di introdurre indicatori di categoria sulla salvaguardia nella catena cause-effetto, tra cui il numero di anni di vita persi, noto come YLL (*Years of Life Lost*), il numero di anni di vita con disabilità, noto come YLD (*Years Lived Disabled*) e il numero di anni di vita per rimediare alle inabilità, noto come DALY (*Years Disability Adjusted Life*).

### Eco-tossicità

La eco-tossicità interessa gli ecosistemi, acquatici e terrestri, esposti a sostanze chimiche e biologiche nocive. Il destino di questi inquinanti nell'ambiente dipende da:

- bioaccumulazione,
- tassi di degradazione (anaerobica e aerobia, idrolitica e fotolitica),
- deposizione,
- evaporazione.

Generalmente l'ecotossicità è espressa come la percentuale di specie di piante che vivono in una certa area in condizioni ambientali mutate, ovvero in condizioni di stress dell'ecosistema.

#### Uso del territorio

Il degrado del territorio, nel quale sono inclusi anche disturbi di tipo fisico quali il traffico, il rumore e gli odori, rappresenta una categoria d'impatto piuttosto vasta per la quale sono ancora in atto elaborazioni di standardizzazione.

Gli effetti di un inopportuno uso del territorio consistono nel deterioramento del suolo (erosione, eventuali rischi di frane), nella lenta distruzione degli ecosistemi e nella perdita di qualità ambientale nel paesaggio.

#### **3.1.7.4 Normalizzazione**

Terminate le fasi di classificazione e caratterizzazione e ottenuto l'eco-profilo, si passa al terzo step: la normalizzazione. Le norme ISO la definiscono così:

*“Calcolo dell'entità dei risultati di indicatore di categoria in rapporto all'informazione di riferimento.”*

Infatti, una volta quantificati i differenti indicatori, risulta ancora complesso interpretare l'effettiva grandezza delle varie categorie d'impatto, essendo espresse in unità di misura diverse. Normalizzare vuol dire allora dividere la quantità calcolata di una categoria d'impatto per la quantità totale della stessa categoria che si verifica in uno specifico arco temporale e in una determinata zona. Si ottengono così degli indici sintetici, grazie ai quali si può effettivamente comprendere a quale categoria d'impatto il sistema contribuisce maggiormente. I risultati normalizzati mostrano i problemi ambientali generati dal ciclo di vita di un prodotto secondo il loro “ordine di grandezza”. Solo con la normalizzazione si iniziano a capire le fasi ambientalmente critiche del sistema in esame o si



possono iniziare ad operare confronti tra prodotti che hanno a monte tecnologie produttive differenti.

La suddetta norma ISO definisce questa fase “opzionale” per le numerose incertezze legate all’individuazione della validità di un impatto circoscritto nel tempo e nello spazio e dovute essenzialmente alla carenza di dati statistici.

### **3.1.7.5 Ponderazione**

La ponderazione o pesatura (*weighting across impact categories*) è definita dalle norme ISO nel seguente modo:

*“La ponderazione è il processo di conversione dei risultati di indicatore delle diverse categorie d’impatto mediante fattori numerici basate sulle scelte dei valori. Essa può comprendere l’aggregazione dei risultati di indicatore ponderati.”*

In questa fase si attribuisce un peso di importanza ai diversi effetti causati dal sistema, in modo che possano essere comparati tra loro per effettuare successivamente una ulteriore aggregazione dei dati.

Con la pesatura si determina alla fine un indice assoluto, il cosiddetto eco-indicatore, che esprime in modo complessivo le prestazioni ambientali del sistema. Questo indice sarà ottenuto dalla seguente relazione:

$$I = \sum wi * Ei$$

dove:

*Ei* è l’effetto normalizzato della generica categoria d’impatto,

*wi* è il peso attribuito alla rispettiva categoria d’impatto.

### **3.1.8 Interpretazione dei risultati**

La parte conclusiva di uno studio LCA è l’interpretazione che ha lo scopo di riassumere e discutere i risultati dell’inventario e della valutazione d’impatto. Viene definita nel seguente modo:

*“L’interpretazione del ciclo di vita è un procedimento sistematico volto alla identificazione, qualifica, verifica e valutazione delle informazioni contenute nei risultati del LCI e/o LCIA di un sistema di*

*prodotto, nonché alla loro presentazione in forma tale da soddisfare i requisiti dell'applicazione descritti nell'obiettivo e nel campo di applicazione dello studio.”*

Questa fase si prefigge di analizzare e riportare i risultati in modo trasparente, di giungere alle conclusioni e di spiegare le limitazioni del sistema/prodotto dello studio.

Nella suddetta ISO questa fase comprende i tre stadi seguenti:

1. identificazione dei fattori ambientali significativi, sulla base dei risultati dell'inventario e della valutazione d'impatto, al fine di proporre eventuali opzioni di miglioramento,
2. valutazioni, cioè verifica della completezza di inputs e outputs, della sensibilità e della coerenza dei risultati,
3. conclusioni, raccomandazioni e redazione di un rapporto finale.

Infine la fase di miglioramento completa il ciclo di analisi e permette di indirizzare il sistema verso un reale obiettivo di eco-sostenibilità, nonché di eco-efficienza.

A livello organizzativo e progettuale, il miglioramento della produzione, attuato sulla base di uno studio LCA, richiede uno sforzo notevole, infatti risulta complicato scegliere tra le varie alternative applicabili al sistema o scegliere l'alternativa che massimizza l'efficienza energetico-ambientale totale.

### **3.1.9 Software per LCA**

Negli ultimi decenni la rapida divulgazione della metodologia LCA è stata accompagnata dallo sviluppo di numerosi strumenti software, tali da agevolare l'utente nella costruzione del modello da studiare offrendo fogli di calcolo e visualizzazioni grafiche che, evidenziando i risultati, ne facilitano l'interpretazione e le conclusioni.

Anche se con caratteristiche e livelli di complessità differenti, qualsiasi software LCA ha la principale funzione di supportare l'utente nelle seguenti tre fasi di analisi:

- **Inventario:** essendo la fase più impegnativa, un software LCA ha il vantaggio di offrire una notevole quantità di dati disponibili pertinenti a svariati settori e con ottimi livelli di qualità. Si cerca così di limitare la soggettività nella scelta delle fonti informative.
- **Analisi degli impatti:** la valutazione degli impatti viene effettuata grazie ai differenti modelli di calcolo presenti in questi strumenti. L'utente può scegliere il metodo di valutazione più appropriato al suo studio, realizzando anche comparazioni tra i diversi metodi. Inoltre c'è anche la possibilità di considerare soltanto alcune categorie d'impatto, oppure solo alcuni specifici stadi del ciclo di vita.
- **Interpretazione:** la fase conclusiva viene agevolata grazie al supporto di svariate visualizzazioni grafiche; inoltre alcuni software consentono anche analisi di sensibilità, simulazione di scenari alternativi ed elaborazioni statistiche dei risultati.

Essendo il mercato del settore in continua espansione, attualmente sono disponibili approssimativamente 35-40 software tools per analisi LCA, differenti tra loro in prestazioni e campi di applicazione.

### **3.1.10 Database per LCA**

Uno studio LCA comporta, sin dall'inizio del lavoro, la gestione di un consistente set di informazioni quantitative riferite al ciclo di vita in esame; naturalmente l'attendibilità di questi dati è propedeutica alla validità dell'intera analisi.

I dati che costituiranno l'inventario possono essere distinti in tre categorie:

1. dati primari, provenienti da rilevazioni dirette,
2. dati secondari, ricavati da banche dati, studi di letteratura o da database presenti nel software,
3. dati terziari, provenienti da stime e da valori medi.

Per quanto possibile i dati dovrebbero essere raccolti da fonti dirette, solo così lo studio LCA potrà vantare un elevato grado di qualità. Nel caso si utilizzino informazioni ricavate da progetti simili o da fonti letterarie è necessario

controllare la data di pubblicazione, operare dei confronti ed eventualmente effettuare rielaborazioni.

Agli inizi degli anni '90 il rapido sviluppo di numerosi strumenti software è stato accompagnato dal difficile scambio e confronto di dati tra soggetti differenti, poiché i vari database utilizzavano metodi e formati diversi sia per la raccolta che per la rappresentazione delle informazioni. A questo problema si è tentato di porre rimedio con la creazione di un formato standard per i dati LCA. Attualmente sono due i formati presenti:

- formato SPINE (*Sustainable Product Information Network for the Environment*), sviluppato dalla CPM (Centre for Environmental Assessment of Product and Material System) dal 1993 al 1995;
- formato SPOLD, sviluppato dalla omonima società SPOLD (Society for Promotion of Life cycle Development) dal 1994 al 1997.

Lo sviluppo di questi formati vuole standardizzare le caratteristiche dei dati per un'applicazione LCA mediante la definizione di una struttura comune che contiene, oltre all'informazione numerica del dato in sé, anche informazioni sulla fonte e sull'applicabilità ad altri studi (*metadati*).

Entrambi i formati rispecchiano i requisiti di qualità dei dati quali la precisione, la coerenza, la rappresentatività e l'identificazione di caratteri spaziali, temporali e tecnologici.

Il formato SPOLD si distingue però per una maggiore complessità e un più alto dettaglio delle informazioni richieste, risulta quindi fruibile soprattutto da esperti di LCA a causa di un linguaggio più tecnico del formato SPINE.

Si riporta di seguito un elenco dei principali database per Life Cycle Inventory. Nell'LCA oggetto di questa tesi sono stati utilizzati dati provenienti dalla banca dati di Ecoinvent (Ecoinvent database v. 2.0, 2007), creata dall'Institute for Energy Technology ETH di Zurigo (CH). Il database Ecoinvent 2.0 contiene dati su quasi 4000 processi appartenenti ai seguenti settori industriali:

- Energia
- Trasporti
- Materiali da costruzione
- Chemicals
- Agenti di lavaggio

- Carta
- Agricoltura
- Gestione dei rifiuti.

La documentazione di tutti i processi prevede un'ampia descrizione della tecnologia e in alcuni casi informazioni sull'incertezza dei dati.

### **3.1.11 Simapro 7.3.3**

Lo studio di LCA prodotto in questo lavoro di tesi è stato realizzato tramite l'ausilio del software Simapro 7.3.3.

Con Simapro è possibile compiere una valutazione del Ciclo di Vita di un prodotto o servizio con approccio “dalla culla alla tomba”, conformemente alla normativa relativa alla metodologia contenuta nella serie ISO 14040.

In Simapro il sistema in analisi viene schematizzato attraverso la compilazione di un inventario che l'utente definisce per modellare il processo in esame. Per la compilazione dell'inventario l'utente ha a disposizione, oltre ad Eco-invent, il database riconosciuto dalla normativa ISO 14040,

La semplicità con cui l'utente interagisce con il software e la completezza dei suoi database fanno di Simapro un programma di LCA molto valido. Oltre che un potente strumento per la realizzazione di studi di LCA, Simapro è un ottimo supporto all'eco-design. Infatti attraverso la parametrizzazione dei dati di input permette di ottenere diversi scenari di impatto a seconda del valore scelto per ogni parametro. Tale funzione può essere molto utile in fase di progettazione, poiché consente la valutazione in termini di impatti prodotti con riferimento a diverse strategie progettuali.

Il software mette a disposizione dell'utente una banca dati contenente più di 3000 flussi e consente di crearne di nuovi. Anche il database relativo ai processi industriali è molto ricco e flessibile: è infatti possibile modificare alcuni parametri dei processi in modo da poter analizzare rapidamente diversi scenari, tenendo conto della tecnologia disponibile o di quella che si prevede di introdurre nel processo. Tutti i processi disponibili sono accompagnati da descrizioni sulla qualità dei dati, dalle modalità di raccolta alle tecnologie industriali di riferimento.

Il calcolo dei bilanci ambientali relativi all'intero ciclo di vita del sistema è automatico e può essere riportato secondo modalità differenti:

- variando la tipologia di bilancio (massa, energia, quantità ambientali);
- mostrando i differenti livelli del ciclo di vita e il contributo dei singoli flussi e processi;
- visualizzando non solo i valori assoluti, ma anche i contributi percentuali relativi ad ogni flusso o ad un sotto-stadio del ciclo.

Simapro permette di realizzare automaticamente anche le fasi di Normalizzazione e Pesatura e di scegliere tra diversi metodi di valutazione degli impatti:

- ✓ CML 2001
- ✓ CML 1996
- ✓ EDIP/UMIP 1997
- ✓ ReCiPe
- ✓ Impact 2002+
- ✓ EcoIndicator 99
- ✓ Ecoindicatorl 95
- ✓ UBP 2006

I risultati della valutazione possono essere visualizzati sotto forma di grafici, le cui impostazioni (tipologia, colori, etichette, ecc.) possono essere modificate a piacimento, evitando il ricorso ad altri programmi. Tuttavia è possibile importare ed esportare singoli oggetti del software da/ad altri programmi come ad esempio Excel.

## 4 DESCRIZIONE DEL CASO STUDIO

### 4.1 Il sistema BEARD per la riduzione di solventi clorurati: principi di funzionamento

Il processo di bioremediation anaerobica tramite dechlorinazione riduttiva è considerato una tecnologia efficiente ed economica per la rimozione dei composti alifatici clorurati nell'acqua di falda. Il principio di funzionamento della tecnologia si basa sulla capacità dei batteri dechlorinanti riduttivi di "respirare" i composti clorurati, usandoli come accettori terminali di elettroni nel loro metabolismo energetico. Durante il processo di dechlorinazione microbica riduttiva il contaminante è in sequenza ridotto a composti meno clorinati (più facili da trattare tramite una successiva biodegradazione aerobica) o anche non-clorurati. Ad esempio, la dechlorinazione microbica riduttiva del tricloroetilene (TCE) avviene tramite la formazione di cis-dicloroetene (cis-DCE), vinilcloruro (VC) ed infine dei non tossici etene ed etanolo. L'idrogeno allo stato gassoso è stato identificato come un donatore di elettroni chiave per la maggior parte dei batteri dechlorinanti, inclusi i *Dehalococcoides spp.*, che sono i soli microorganismi conosciuti in grado di dechlorinare i cloroeteni fino all'etene.

Diversi approcci ingegneristici sono stati tentati per fornire idrogeno ai batteri dechlorinanti (sia direttamente in situ che in bioreattori ex-situ): tra questi l'utilizzo di sostanze organiche in grado di rilasciare idrogeno per fermentazione, dissoluzione passiva, utilizzando membrane dalla fibra vuota, e più recentemente sistemi bioelettrochimici basati sull'elettrolisi dell'acqua. In teoria, questi ultimi metodi hanno il vantaggio di poter facilmente controllare la fornitura di idrogeno (ed ossigeno) regolando la corrente elettrica. Tuttavia, nessuno di essi consente di controllare direttamente la velocità e la portata della dechlorinazione microbica, così come la competizione per l'idrogeno prodotto tra il processo di dechlorinazione e i metabolismi competitivi.

Il principio di funzionamento del sistema bioelettrochimico si basa sulla scoperta che alcuni batteri dechlorinanti possono accettare elettroni dalla

superficie di elettrodi di grafite polarizzati, cambiando drasticamente il paradigma per cui l'idrogeno gassoso è necessario per sostenere il processo di dechlorinazione riduttiva.

## 4.2 Layout del sistema in scala di laboratorio

I test di laboratorio per il sistema bioelettrochimico sono stati progettati per verificare l'efficienza della dechlorinazione sul lungo periodo, vista anche la mancanza di dati sperimentali su questo tipo di performance in letteratura – test su sistemi bioelettrochimici erano stati in precedenza condotti solo sul breve termine (<3 giorni).

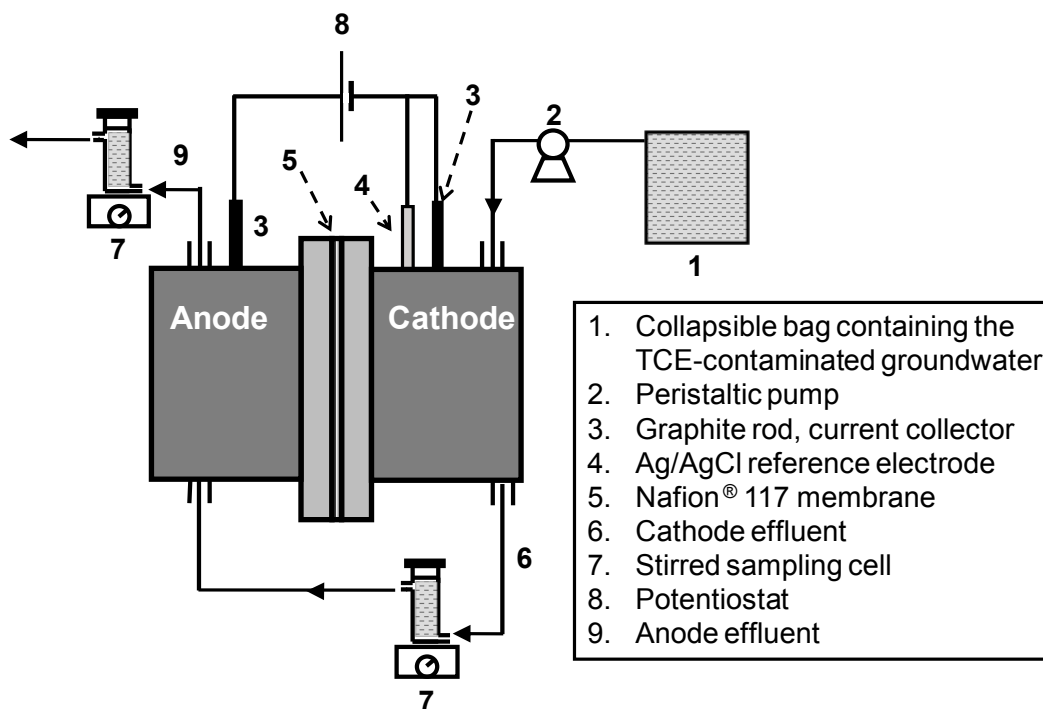


Figura 12 Layout sistema bioelettrochimico in laboratorio (Fonte: Majone, Aulenta 2011)

Il bioreattore in scala di laboratorio è costituito da (i) un potenziostato (ii) una sacca contenente l'acqua di falda contaminata da TCE (iii) una pompa peristaltica (iv) un comparto anodico ed uno catodico riempiti ciascuno con circa 50 gr di granuli di grafite e separati da (v) una membrana porosa Nafion, (vi) due collettori di corrente in grafite, (vii) due celle di campionamento in agitazione. Il sistema è stato testato a temperatura ambiente ( $22 \pm 3 \text{ C}^\circ$ ) per un



periodo di 570 giorni: prima dell'avvio del test, la camera catodica è stata inoculata con una coltura dechlorinante (da tricloroetilene ad etene). Per tutto il periodo di operazione il comparto catodico del reattore bioelettrochimico è stata continuamente alimentata, con una portata di 0.58 l/g, con un medium anearobico contaminato con TCE fino ad una concentrazione finale di 35  $\mu\text{mol/L}$ . (corrispondenti a circa 4.5 mg/L). Il tempo di ritenzione idraulica nel comparto catodico è stato stimato in 0.9 giorni e il carico organico, riferito al volume vuoto del comparto catodico, in 24.5  $\mu\text{mol/L/d}$ .

Il sistema è stato testato in 8 fasi sperimentali, ciascuna operata usando un diverso voltaggio.

BES run no.	days of operation	set cathode potential (mV vs SHE)	treatment
1	0–147	–550	cathodic only
2	148–163	–450	cathodic only
3	164–174	–550	cathodic only
4	175–266	–650	cathodic only
5	267–349	–550	cathodic/anodic
6	350–399	–750	cathodic/anodic
7	400–436	–450	cathodic/anodic
8	437–570	–250	cathodic/anodic

Tabella 15 Durata delle fasi sperimentali e voltaggi utilizzati (fonte: Majone, Aulenta 2011)

I risultati hanno evidenziato vari aspetti positivi della tecnologia in esame. In primo luogo, è stato dimostrato che la regolazione della differenza di potenziale applicata è in grado di controllare sia il processo di dechlorinazione riduttiva che i processi in competizione con essa, su tutti la metanogenesi. In particolar, modo si è potuto osservare un picco di efficienza (90-100%) nella dechlorinazione in corrispondenza di un potenziale di -550mV; ma in corrispondenza del potenziale applicato di -250 mV, pur ottenendo un'efficienza di dechlorinazione leggermente inferiore, si è potuta osservare la scomparsa di processi antagonisti, raggiungendo quindi un'efficienza coulombica (rispetto al potenzial applicato) del 100%.

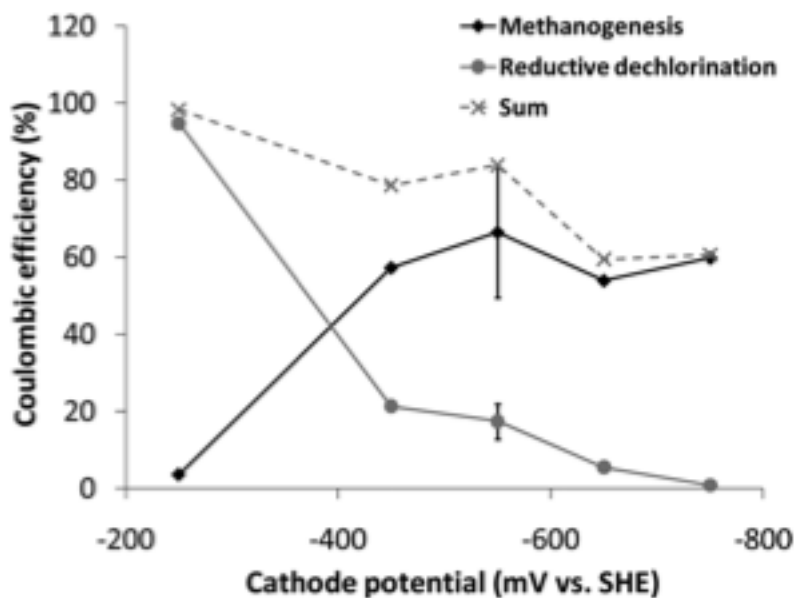


Figura 13 Andamento dell'efficienza coulombica del processo bioelettrochimico in funzione del potenziale al catodo (fonte: Majone, Aulenta 2011)

### 4.3 Sistema Bioelettrochimico on-site

L'applicazione on site del sistema Bioelettrochimico consisterà in un unico reattore in cui i comparti anodo/catodo vengono alternati in sequenza, senza alcuna membrana a separarli. In questo caso si prevede l'estrazione dell'acqua contaminata tramite pompaggio, iniezione nel sistema a tenuta stagna e trattamento a flusso continuo all'interno del bioreattore, per scaricare infine l'effluente bonificato in corpo idrico superficiale.

Il bioreattore on-site è stato progettato secondo il seguente schema:

- Reattore a colonna del tipo PRB (volume vuoto circa 15 litri)
- Comparti anodo/catodo in sequenza
- Assenza di medium di separazione
- Granuli di grafite come elettrodi.

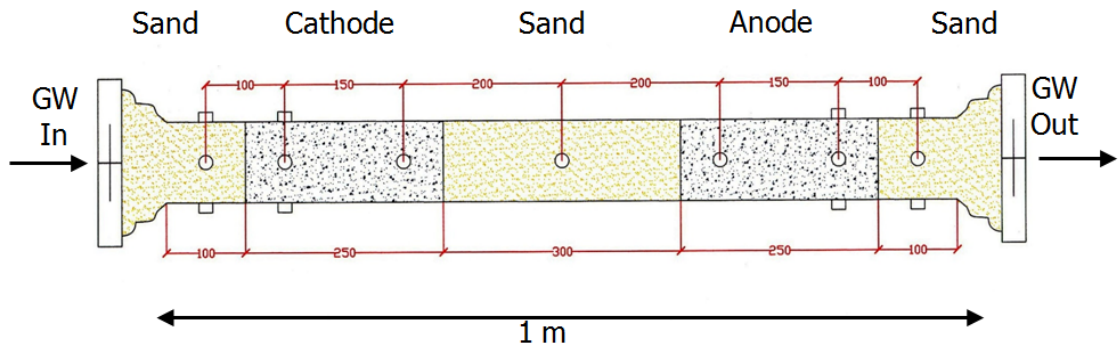


Figura 14 Design del sistema bioelettrochimico on site (fonte: Aulenta, Majone 2011)

Le condizioni operative sono state così progettate:

- Alimentazione continua con acqua di falda con portata <math><10\text{l/g}</math>
- Utilizzo di 5l di coltura dechlorinante come inoculo per i reattori
- Monitoraggio dei seguenti parametri chimico-fisici: CAHs,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^-$ ,  $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ , campioni microbiologici.

#### 4.4 Sistema Bioelettrochimico full-scale: layout ed ipotesi progettuali

Il design progettuale del sistema Bioelettrochimico full-scale è stato pensato come una permeable reactive barrier opportunamente modificata, dunque come un sistema di trattamento in-situ il cui layout è evidenziato in figura 15.

La tipologia costruttiva è in questo caso sul modello “funnel and gate”, ovvero si ipotizza che il flusso di falda venga convogliato tramite la costruzione di una trincea impermeabile (il “funnel”) verso la zona in cui avviene la bonifica, il “gate”.

Si ipotizza quindi di riempire la zona reattiva con grafite granulare, con la funzione di fare da substrato alle colture batteriche presenti in falda e al tempo stesso da conduttore per la differenza di potenziale applicata tramite elettrodi infissi attraverso il suolo; la grafite può quindi funzionare da donatore di elettroni e consentire di regolare il processo di dechlorinazione riduttiva.

Per quanto riguarda l’approvvigionamento energetico necessario al funzionamento degli elettrodi, si ipotizza di dotare il sistema di pannelli

fotovoltaici in grado di fornire l'energia necessaria senza dover accedere alla rete elettrica nazionale.

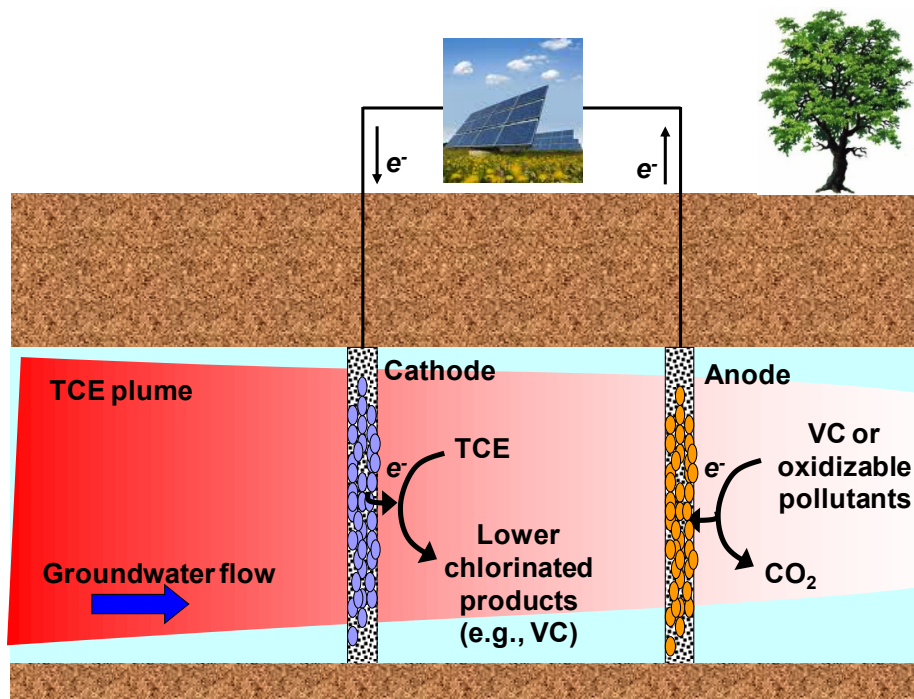


Figura 15 Layout del sistema bioelettrochimico full scale (fonte: Majone, Aulenta 2011)

Ai fini del funzionamento ottimale del sistema, particolare attenzione in fase progettuale dovrà essere data al dimensionamento dell'ampiezza del gate. L'efficienza del sistema è direttamente dipendente da questo parametro, in quanto esso influenza il tempo di residenza dell'acqua nella zona reattiva. Poiché ad un aumento dell'ampiezza del gate corrisponde un aumento della quantità di medium di riempimento utilizzato, anche la sostenibilità ambientale ed economica del sistema in generale possono essere pesantemente penalizzate da un sovradimensionamento in questa fase.

Così come per le normali PRB, un'accurata indagine sulle caratteristiche geologiche ed idrogeologiche del sito sarà necessaria per garantire la fattibilità e l'efficienza di questo tipo di tecnologia.

## **5 LCA PER IL PROGETTO MINOTAURUS**

Nel seguente capitolo viene data descrizione dell'analisi LCA effettuata nel contesto del sistema Bioelettrochimico precedentemente descritto. Lo studio è stato condotto in conformità con la ISO 14040 e la ISO 14044 e con le indicazioni dell'ILCD Handbook. In ogni paragrafo del report di LCA prodotto si rimanda alla sezione delle ISO e dell'ILCD Handbook che descrive le corrette modalità per eseguire l'analisi (riferimento in blu al di sotto del titolo di ogni paragrafo).

Al fine di garantire la riproducibilità dello studio verrà fornita ampia descrizione dei dati utilizzati fatta eccezione per quei dati sensibili del progetto protetti da carattere di riservatezza in quanto non ancora resi pubblici.

Il capitolo è strutturato secondo le modalità previste per la fase di reporting di uno studio LCA suggerita da ISO e ILCD Handbook e dunque prevede una prima parte di definizione degli obiettivi e del campo di applicazione dello studio (paragrafo 5.1), una parte dedicata alla compilazione dell'inventario per i tre sistemi presi in esame (5.2) ed una parte dedicata ai risultati ottenuti (5.3).

### **5.1 Definizione degli obiettivi e del campo di applicazione dello studio**

#### **5.1.1 Definizione degli obiettivi dell'analisi**

[\(Riferimento ISO 14044:2006 capitolo 4.2.2 e ILCD Handbook capitolo 5\)](#)

Obiettivo dello studio di LCA oggetto di questa tesi di dottorato è la valutazione ambientale di una tecnologia innovativa di bioremediation per un acquifero contaminato (sistema bioelettrochimico) ed il confronto della performance ambientale di quest'ultimo con due diverse tecnologie di riferimento, una Permeable Reactive Barrier ed un sistema Pump and Treat. L'analisi vuole fornire una stima di fattibilità e sostenibilità ambientale per il sistema innovativo in esame e contemporaneamente individuare i punti critici dei sistemi analizzati.

Poiché al momento in cui è stato effettuato lo studio il sistema bioelettrochimico è stato testato solo in esperimenti di laboratorio, è stato necessario definire un design full scale da implementare nella modellazione del processo tramite il software LCA. Le ipotesi di design sono state discusse con gli sviluppatori della tecnologia e sono illustrate nel dettaglio nel paragrafo 4.4.

Per quanto riguarda il sistema PRB, i dati costruttivi, così come tutte le informazioni su tipologia e quantità di materie prime e processi utilizzati, sono stati ottenuti da un impianto costruito nei pressi di Bologna.

Il sistema Pump and treat è stato invece modellato a partire da un data set derivato da casi studio scelti in letteratura.

Lo studio, effettuato nell'ambito del progetto europeo Minotaurus, ha avuto il compito di fornire uno strumento per valutare in prospettiva la fattibilità e la sostenibilità dei sistemi innovativi testati nell'ambito del progetto, tenuto conto della natura sperimentale degli stessi.

Pertanto questo lavoro si rivolge da una parte ai progettisti e committenti del progetto, dall'altra alla comunità scientifica nel campo dell'LCA e dei sistemi di bonifica per falde contaminate, fornendo un punto di partenza per lavori di ricerca che partano da premesse analoghe.

### **5.1.2 Definizione del contesto decisionale**

[\(Riferimento ILCD Handbook capitolo 5.3\)](#)

Coerentemente con gli obiettivi delineati nel precedente paragrafo, il contesto decisionale dello studio è quello classificato dall'ILCD con la sigla C2 ovvero una situazione di *accounting* che prevede una struttura dell'LCA di tipo attribuzionale (JRC, 2010, capitoli 7.2.3, 6.5.2). Lo studio si propone di fornire una valutazione degli impatti delle soluzioni proposte dal protocollo di sperimentazione previsto dal progetto Minotaurus e intende proporre un profilo ambientale per il sistema di bonifica bioelettrochimico così come per le tecnologie di riferimento individuate. Questi risultati possono essere utilizzati per effettuare un controllo della sostenibilità ambientale della soluzione, confrontandola con i risultati di altri studi, senza la pretesa di individuare la

migliore opzione in un contesto decisionale che farebbe ricadere lo studio in un contesto di tipo A, ovvero di studio a supporto delle decisioni.

### **5.1.3 Definizione del campo di applicazione**

(Riferimento ISO 14044:2006 capitolo 4.2.3 e ILCD Handbook capitolo 6)

Le analisi LCA prodotte all'interno dello studio sono tre: una riferita al sistema bioelettrochimico, una alla Permeable Reactive Barrier ed una al sistema pump and treat. E' stato quindi prodotta un'analisi comparativa al fine di evidenziare il sistema più performante in termini di impatti ambientali e i fattori critici in ciascun sistema analizzato. Lo studio è stato condotto con l'intento di produrre risultati di LCIA (Life Cycle Impact Assessment) per i diversi scenari a confronto. L'analisi è stata condotta seguendo le indicazioni fornite dalle norme ISO in materia (ISO14040-44, 2006) e dalle disposizioni dell'ILCD Handbook (JRC, 2010), al fine di assicurare la consistenza dello studio e la riproducibilità dei risultati. Dettaglio delle fonti di dati utilizzate, delle ipotesi fatte, dei principi di allocazione a cui si è fatto ricorso e dell'unità funzionale scelta verrà data nel seguito di questo paragrafo, dedicato alla descrizione del campo di applicazione così come previsto dalle norme ISO e dall'ILCD Handbook.

#### **5.1.3.1 Funzione del sistema e unità funzionale**

(Riferimento ISO 14044:2006 capitolo 4.2.3.2 e ILCD Handbook capitolo 6.4)

La funzione dei sistemi analizzati è la bonifica di acque di falda contaminate da Tricloroetilene, solvente clorurato scelto come contaminante di riferimento dello studio. In maniera consistente con la funzione del sistema che si intende indagare si è scelta come unità funzionale 1 m<sup>3</sup> di acqua di falda bonficata. In altre parole tutte le emissioni e gli impatti ottenuti effettuando l'analisi del ciclo di vita di tutti e tre i sistemi di bonifica presi in esame sono stati riferiti all'unità di volume (1 m<sup>3</sup>).

### 5.1.3.2 Confini del sistema e cut-off applicati

(Riferimento ISO 14044:2006 capitolo 4.2.3.3.1., 4.2.3.3.2 e ILCD Handbook capitolo 6)

I tre sistemi sono stati analizzati con un approccio dalla culla alla tomba, tuttavia non è stato considerato lo smaltimento a fine vita dei sistemi di bonifica valutati, questo essenzialmente per tre ragioni: (i) la mancanza di informazioni circa la gestione a fine vita delle tecnologie di tipo passivo (PRB e BER), (ii) la diversa longevità dei materiali utilizzati (iii) per rendere possibile il confronto tra i tre sistemi è stato ipotizzato un identico volume di acqua bonificata ma non sono state fatte ipotesi sul tempo impiegato per il raggiungimento degli obiettivi (verosimilmente molto minore per il PTS rispetto agli altri due sistemi), fattore particolarmente sensibile specialmente per il sistema attivo (PTS).

Dunque sono stati inclusi all'interno dei confini del sistema:

- la produzione e il trasporto di tutte le materie prime;
- i flussi di energia utilizzati per la costruzione degli impianti;
- la fase d'uso degli impianti.

Trattando gli aspetti di completezza dello studio, va precisato che non sono stati considerati all'interno dei confini del sistema, ricorrendo ad un cut-off coerente con gli obiettivi dello studio precedentemente delineati:

- lo smaltimento dei medium reattivi;
- il trasporto dei materiali a fine vita.

### 5.1.3.3 Metodo di valutazione di impatto scelto

(Riferimento ISO 14044:2006 capitoli 4.2.3.4, 4.4.2.2, 4.4.5 e ILCD Handbook capitolo 6.7.2)

I metodi di valutazione scelti sono EDIP/UMIP 1997 (aggiornato nel 2003) e Impact 2002+.

Il metodo EDIP prevede le seguenti categorie di impatto di tipo midpoint:

<b>Impact category</b>	<b>Unit</b>
Global warming (GWP 100)	g CO2
Ozone depletion	g CFC11
Acidification	g SO2
Eutrophication	g NO3



Photochemical smog	g ethene
Ecotoxicity water chronic	m3
Ecotoxicity water acute	m3
Ecotoxicity soil chronic	m3
Human toxicity air	m3
Human toxicity water	m3
Human toxicity soil	m3
Bulk waste	kg
Hazardous waste	kg
Radioactive waste	kg
Slags/ashes	kg
Resources (all)	kg

Tabella 16 Categorie d'impatto per EDIP/UMIP 97

Mentre quelle considerate da Impact 2002+ sono:

<b>Impact category</b>	<b>Unit</b>
Carcinogens	kg C2H3Cl eq
Non-carcinogens	kg C2H3Cl eq
Respiratory inorganics	kg PM2.5 eq
Ionizing radiation	Bq C-14 eq
Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq
Respiratory organics	kg C2H4 eq
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil
Terrestrial acid/nutri	kg SO2 eq
Land occupation	m2org.arable
Aquatic acidification	kg SO2 eq
Aquatic eutrophication	kg PO4 P-lim
Global warming	kg CO2 eq
Non-renewable energy	MJ primary
Mineral extraction	MJ surplus

Tabella 17 Categorie d'impatto per Impact 2002+

Tra le categorie elencate verrà data maggiore enfasi ai risultati riferiti al Global Warming Potential in considerazione del livello assegnato al metodo utilizzato per calcolare gli impatti, secondo la classificazione proposta dall'ILCD nel manuale *Recommendations for life impact assessment in the European context* (JRC, 2010). Infatti per il metodo *Baseline model of 100 years* dell'IPCC è stato espresso un giudizio "recommended and satisfactory" corrispondente al livello I delle III categorie proposte:

- categoria I: *raccomandato e soddisfacente*
- categoria II: *raccomandato, ma per il quale sono necessari dei miglioramenti*
- categoria III: *raccomandato, ma da applicare con cautela.*

Per un approfondimento sui metodi di valutazione sopracitati si rimanda ai riferimenti bibliografici proposti.

#### **5.1.3.4 Fonti e qualità dei dati utilizzati**

(Riferimento ISO 14040:2006 capitolo 4.2.3.6.2 e ILCD Handbook capitoli 6.8, 6.9)

I dati utilizzati nello studio sono da considerarsi primari solo per la modellazione del sistema Permeable Reactive Barrier, per il quale è stato possibile accedere a un dataset completo e rilevato sul campo.

Il sistema BioElettrochimico, come verrà dettagliatamente evidenziato nel paragrafo 5.2.1 è stato modellato modificando il dataset utilizzato per la Permeable reactive Barrier.

Il sistema PTS è stato invece dimensionato su un dataset adattato a partire da casi studio reperiti in letteratura.

La rappresentatività tecnica è garantita per tutti i dati di tipo primario. Per quanto riguarda i dati secondari è stata effettuata una verifica incrociata di più casi studio per ottenere un risultato il più possibile verosimile. Il margine di approssimazione nella stima del dimensionamento sia del PTS che del sistema BioElettrochimico è stato scelto con approccio cautelativo, per tenere conto della possibilità di rendimenti inferiori alle previsioni.

## **5.2 Analisi di inventario**

(Riferimento ISO 14044:2006 capitoli 4.2.3.3.2, 4.3.2.1. e ILCD Handbook capitolo 7)

Di seguito verrà fornito l'inventario dello studio LCA per il sistema bioelettrochimico, per la Permeable Reactive Barrier e per il sistema Pump and Treat. In tutti e tre i casi si darà dettagliata descrizione di tutti i dati utilizzati, dei metodi di allocazione e delle ipotesi alla base di ognuno degli scenari considerati. Per ognuno degli scenari creati verranno esplicitati tutti i sottoprocessi utilizzati ed al fine di evitare continui richiami a paragrafi precedenti, tutti i processi verranno descritti in ogni scenario anche nel caso in cui questi siano già stati presentati precedentemente. Questa struttura permette di fornire

una fotografia completa di uno scenario modellizzato nel paragrafo che lo descrive, senza dover far riferimento a informazioni fornite nei paragrafi dedicati ad altri scenari. In questa maniera il lettore è libero di raccogliere informazioni su ognuno degli scenari in maniera indipendente, senza dover trovare riferimenti negli altri.

### 5.2.1 Inventario per il sistema Bio Elettrochimico full-scale

Il sistema bioelettrochimico nella sua versione full scale, come già evidenziato nel capitolo 4, è stato modellato a partire dal layout costruttivo di una permeable reactive barrier secondo lo schema “funnel and gate” da cui differisce in tre aspetti fondamentali:

- Il materiale scelto per il medium di riempimento (grafite in luogo del ferro ZVI);
- Le dimensioni raddoppiate del gate rispetto al sistema PRB al fine di tenere conto del possibile rendimento inferiore del sistema bioelettrochimico;
- La presenza di un sistema fotovoltaico atto a fornire una differenza di potenziale in grado di stimolare il metabolismo dei batteri *Dehalococcoides*.

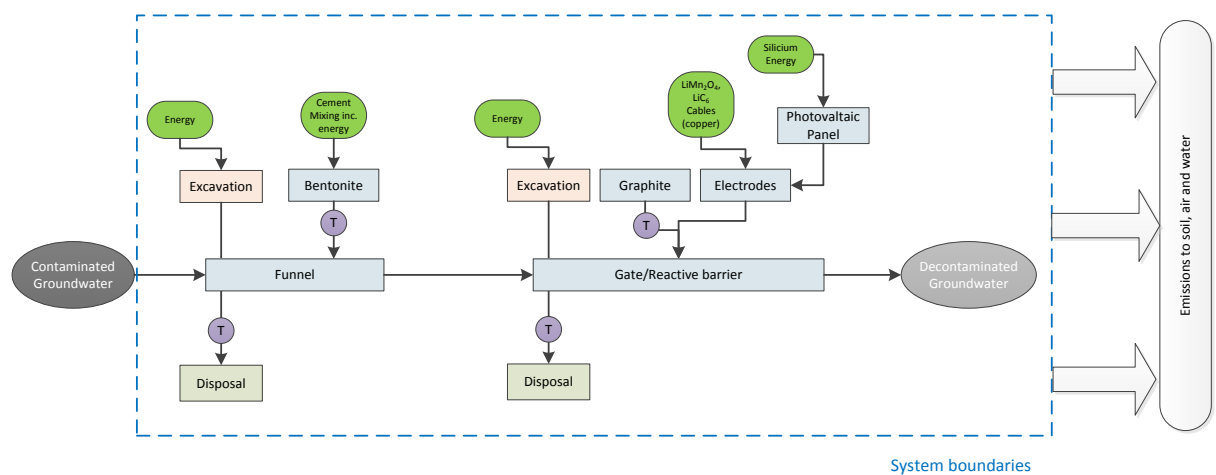


Figura 16 Flussi di materiali ed energia all'interno dei confini del sistema LCA

E' possibile visualizzare in Figura 16 la scomposizione in blocchi funzionali del sistema bioelettrochimico, riferiti ai processi principali ovvero la costruzione del funnel e la costruzione/operazione del gate. Nei paragrafi successivi sarà fornito un elenco dettagliato dei processi Ecoinvent utilizzati per modellare l'inventario del sistema all'interno di Simapro.

Vengono infine riportati qui di seguito i dati costruttivi del sistema funnel and gate da cui sono stati derivati i calcoli per alcune delle materie prime utilizzate in fase d'inventario.

Parametri costruttivi	Valore
Lunghezza Gate	45 m
Profondità Gate	5 m
Larghezza gate	2 m
Lunghezza Funnel	163 m
Profondità Funnel	5 m
Larghezza Funnel	0.6 m
Grafite	484 tons
Suolo asportato (smaltimento in discarica)	790 tons
Fabbisogno energetico	600 W
Volume di acqua di falda bonificata (10 anni)	approx 139,000 m <sup>3i</sup>

**Tabella 18: Caratteristiche costruttive BER**

### 5.2.1.1 Funnel

Le voci di inventario che contribuiscono al processo funnel sono:

- Scavi – messa in opera
- Smaltimento terreno
- Produzione miscela bentonitica
- Trasporti

#### 5.2.1.1.1 Scavi – messa in opera

Per modellare il processo di scavo necessario alla costruzione del funnel si è tenuto conto di tre aspetti: l'utilizzo dei macchinari per l'asportazione del terreno, dei trasporti necessari allo smaltimento e del processo di smaltimento.

E' stato calcolato il volume di terreno asportato: dai dati costruttivi si ricava

$$V_{terreno} = 163 \text{ m} \times 5 \text{ m} \times 0.6 \text{ m} = 489 \text{ m}^3$$

Essendo il terreno di riferimento (caso studio PRB) caratterizzato dalla presenza predominante di limi sabbiosi, è stata assunta una densità media di  $1,25 \text{ t/m}^3$ , da cui si ricava una massa totale da smaltire pari a

$$M_{terreno} = 489 \text{ m}^3 \times 1.25 \frac{\text{t}}{\text{m}^3} = 611 \text{ m}^3$$

Per includere il processo di asportazione del terreno nell'inventario all'interno del software Simapro è stata utilizzata la risorsa dal database Ecoinvent "RER: excavation, hydraulic digger (U)".

#### **5.2.1.1.2 Smaltimento terreno**

Il terreno, data la scarsa capacità di assorbimento rispetto alla tipologia di inquinante considerato (TCE), è stato classificato come inerte e dunque adatto allo smaltimento in discarica.

Per la modellazione in Simapro è stato quindi utilizzato il processo "Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill (U)".

#### **5.2.1.1.3 Produzione della miscela bentonitica**

La miscela bentonitica è il materiale utilizzato per la costruzione della barriera impermeabilizzante. Il prodotto di riferimento è stato individuato nella miscela commerciale SOLIDUR di cui non è stata resa nota la ricetta per motivi di riservatezza, tuttavia è stato possibile risalire al dosaggio.

Il rapporto miscela/acqua è stato quindi così definito:

Miscela bentonica –  $250 \text{ kg/m}^3$

Acqua –  $910 \text{ kg/m}^3$ .

La quantità di miscela e di acqua necessarie per la costruzione del funnel sono state calcolate a partire dal volume di terreno asportato, dunque:

Miscela bentonica =  $250 \text{ kg/m}^3 \times 489 \text{ m}^3 = 229830 \text{ kg}$

Acqua =  $910 \text{ kg/m}^3 \times 489 \text{ m}^3 = 444990 \text{ kg}$ .

Per la miscela bentonitica è stata quindi ipotizzata, con il supporto di dati in letteratura, una composizione con un 76% di cemento portland e un 24% di bentonite.

E' stato quindi creato un processo Simapro ad hoc denominato appunto "miscela autoindurente" definito dall'unità funzionale di peso di 1 kg; al suo interno sono stati richiamati i processi Ecoinvent "CH: Portland cement, strength class Z42.5, at plant (U)" (che tiene conto del processo di fabbricazione del cemento) e "DE: Bentonite, at mine (U)" (che include gli impatti legati all'estrazione della bentonite in miniera), rispettivamente con allocazione 0.78 kg e 0.22 kg. E' stata successivamente richiamata la risorsa "Bentonitic cement" all'interno del processo con un valore assegnato di 229830 kg.

The screenshot shows the 'View material process' window for 'Miscela autoindurente'. It features a table for 'Products' and 'Inputs'.

Products			
Known outputs to technosphere. Products and co-products			
Name	Amount	Unit	
Miscela autoindurente	1	kg	
Known outputs to technosphere. Avoided products			
Name	Amount	Unit	
Inputs			
Known inputs from nature (resources)			
Name	Sub-compartment	Amount	Unit
Known inputs from technosphere (materials/fuels)			
Name	Amount	Unit	
Portland cement, strength class Z 42.5, at plant/CH U	0.78	kg	
Bentonite, at mine/DE U	0.22	kg	

Figura 17 Schermata del software Simapro relativa alle componenti del processo Miscela Autoindurente

Per l'acqua è stata utilizzata la risorsa "RER: tap water, at user (U)", quantificata in 444490 m<sup>3</sup>.

Infine, per essere attivata e posta in opera la miscela, richiede un processo di mescolazione meccanica in betoniera; si è ritenuto quindi accettabile utilizzare la risorsa Simapro "CH: plaster mixing (U)", che include al suo interno il consumo energetico e di combustibile legati all'utilizzo di una betoniera per la mescolazione di un intonaco. A questo processo è stato assegnato un valore così calcolato:

Peso miscela secca + peso acqua = 674820 kg.

#### **5.2.1.1.4 Trasporti materiali per la costruzione del funnel**

Per tenere conto dei trasporti di grandi volumi di materiali, come nel caso del conferimento del terreno in discarica, del trasporto della miscela bentonitica dal produttore al sito e dell'acqua dal corpo idrico più vicino, è stata utilizzata la risorsa "RER: lorry, 16-32t, Euro3, fleet average (U)".

Per il trasporto del terreno fino alla discarica più vicina è stata ipotizzata una distanza media di 200 km; per il trasporto della miscela bentonitica 200 km (distanza produttore-sito); per l'acqua è stata invece considerata una distanza di 20 km.

#### **5.2.1.2 Gate**

Le voci di inventario che contribuiscono alla costruzione del gate sono:

- Scavi – smaltimento terreno
- Medium di riempimento (grafite)
- Sistema di alimentazione
- Trasporti

##### **5.2.1.2.1 Scavi – smaltimento terreno**

Come già visto nell'inventario del funnel, per valutare gli impatti dovuti al processo di rimozione e smaltimento terreno, sono state utilizzate le risorse di Simapro "RER: excavation, hydraulic digger (U)" per le operazioni di scavo e "Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill (U)" per lo smaltimento; per il trasporto del materiale in discarica si rimanda al paragrafo dedicato. Il volume da conferire in discarica è stato calcolato a partire dal dimensionamento stimato in fase di progettazione, ovvero

$$Volume_{gate} = 45m \times 5m \times 2m = 450m^3$$

da cui si ottiene una massa totale pari a

$$M_{gate} = 450 m^3 \times 1.25 \frac{t}{m^3} = 562.5 t$$

La dimensione del gate è stata volutamente sovrastimata in virtù dell'incertezza sull'effettivo rendimento del processo bioelettrochimico; a parità di volume di acqua contaminata da trattare, la barriera reattiva ha un volume doppio rispetto

alla barriera del sistema PRB, che verrà descritta in dettaglio nel paragrafo 5.2.2.

Dai calcoli risulta quindi un volume complessivo di terreno destinato allo smaltimento pari a

$$M_{funnel} + M_{gate} = 1173.5 t$$

Dal peso complessivo di terreno così ricavato si è deciso di sottrarre un quantitativo pari ad un terzo del totale, per il quale si prevede un riutilizzo in situ per la copertura delle opere realizzate ed il riconsolidamento del terreno e che quindi non viene calcolato ai fini dell'inventario LCA.

Il terreno totale effettivamente destinato allo smaltimento è quindi stimato in

$$M_{smaltimento} = 1173.5 t - \left(\frac{1173.5}{3}\right) = 782,33 t \cong 790t$$

ovvero il valore assegnato al processo di smaltimento ed utilizzato per il calcolo del contributo dei trasporti.

Per includere il processo di asportazione del terreno nell'inventario all'interno del software Simapro è stata utilizzata la risorsa dal database Ecoinvent "RER: excavation, hydraulic digger (U)".

#### **5.2.1.2.2 Medium di riempimento: grafite**

Il quantitativo di materia prima (grafite) necessario per il riempimento del gate è stato calcolato a partire dal volume del gate ricavato in precedenza. Nota la densità della grafite granulare pari a 2.15 t/ m<sup>3</sup> e la porosità richiesta per il corretto funzionamento del sistema pari a 0.5, la massa di grafite utilizzata come substrato è stata così calcolata:

$$M_{grafite} = 450 m^3 \times 2.15 \frac{t}{m^3} \times 0.5 = 483.75 t$$

La risorsa Simapro utilizzata per la modellazione della grafite è "RER: graphite, at plant (U)", che include il consumo energetico e di combustibile necessari per la produzione industriale dei granuli di grafite.

#### **5.2.1.2.3 Sistema di alimentazione**

Il dimensionamento del sistema di approvvigionamento elettrico per il sistema bioelettrochimico è stato calcolato a partire da una stima di fabbisogno energetico pari a 6600 coulomb/m<sup>3</sup> di acqua da trattare: considerando una portata di 38 m<sup>3</sup> al giorno si è quindi ottenuto



$$Amperaggio_{BER} = \frac{6600 \text{ c}}{m^3} \times \frac{0.44 \text{ m}^3}{s} \cong 3A$$

Anche in questo caso, data l'incertezza sulla performance del sistema biolettrochimico una volta trasferita la tecnologia a livello full-scale, il valore così ottenuto è stato moltiplicato per un fattore di sicurezza 20.

Stimato quindi in 10 V il valore della differenza di potenziale necessaria a tarare il processo di dechlorinazione riduttiva, si è proceduto a calcolare la potenza elettrica da installare:

$$Potenza_{BER} = 60 \text{ A} \times 10 \text{ V} = 600 \text{ W}$$

Per garantire la potenza richiesta è stata quindi ritenuta sufficiente una superficie di 5 m<sup>2</sup> di pannelli fotovoltaici. La risorsa Simapro utilizzata per la modellazione è stata "US/I: Photovoltaic panel, a-Si (U)", che include le materie prime e la lavorazione necessarie per la produzione di pannelli fotovoltaici.

Secondo le indicazioni progettuali, non è stato ritenuto necessario includere un accumulatore per fornire energia nelle ore notturne: il processo dechlorinante ad opera delle specie batteriche avviene anche in assenza di stimolazione elettrica con velocità di abbattimento minori.

Per applicare la differenza di potenziale alla zona reattiva si prevede di collegare direttamente gli elettrodi al substrato in grafite all'interno del gate. La lunghezza di cavi necessaria per realizzare i collegamenti è stata stimata in 100 m (ancora una volta per garantire l'attendibilità dello studio con un atteggiamento conservativo). La quantità in peso dei cavi in rame, nota la densità del rame pari a 9 t/m<sup>3</sup> e una sezione media di 1mm<sup>2</sup> è stata quindi così ricavata:

$$Peso \text{ cavi} = 100 \text{ m} \times 0.0001 \text{ m}^2 \times \frac{9t}{m^3} = 0.09 \text{ t} \cong 100kg$$

Per la modellazione dei cavi è stata usata la risorsa Simapro "EU – 15, copper wire, technology mix, consumption mix, at plant, cross section 1 mm<sup>2</sup> (U)", che include i consumi energetici connessi alla lavorazione e le materie prime necessarie alla produzione. La risorsa utilizzata include inoltre uno scenario di riciclo di scarti di produzione e recupero a fine vita: il data set di riferimento è quello del Deutsch Kupfer Institut.

Per quanto riguarda gli elettrodi, è stata utilizzata una stima conservativa di 100kg (50 kg anodo / 50 kg catodo) di materiali per la loro produzione. Le risorse Simapro scelte sono "GLO: Electrode, positive, LiMn<sub>2</sub>O<sub>4</sub>, at plant (U)" (anodo) e "GLO: Electrode, negative, LiC<sub>6</sub>, at plant (U)" (catodo).

Poiché è previsto un deterioramento progressivo per corrosione degli elettrodi, è stato ipotizzato che solo un 10% della massa dei materiali utilizzati sopravviva a fine vita dell'impianto. Dunque è stato previsto per questo 10% uno scenario di smaltimento modellizzato all'interno di Simapro tramite la risorsa "GLO:disposal, Li-ions electrode, mixed technology (U)".

#### **5.2.1.2.4 Trasporti**

Analogamente a quanto già visto nel paragrafo 5.2.1.1.4 per il conferimento del terreno in discarica e del trasporto della grafite dal produttore al sito, è stata utilizzata la risorsa "RER: lorry, 16-32t, Euro3, (U)".

Per il trasporto dei pannelli fotovoltaici, dei cavi e degli elettrodi è stata invece usata le risorsa "RER: lorry, 12.5-16t, Euro3, (U)"

Le distanze sono state così definite:

- Terreno in discarica: 200 km (distanza media territorio italiano)
- Grafite: 750 km (distanza produttore Tedesco – sito)
- Cavi, pannelli fotovoltaici, elettrodi: 200 km (distanza media italiana).

#### **5.2.2 Inventario per il sistema PRB**

Il dataset utilizzato per la modellazione della Permeable Reactive Barrier è di tipo primario, ovvero derivato da un impianto esistente costruito nel comune di Bologna. Il design costruttivo è del tutto analogo a quello del sistema bioelettrochimico, da cui si distingue per due aspetti fondamentali:

- Il medium reattivo è ferro Zero Valente (ZVI)
- Il sistema è totalmente passivo (non è previsto consumo energetico in fase di operazione).

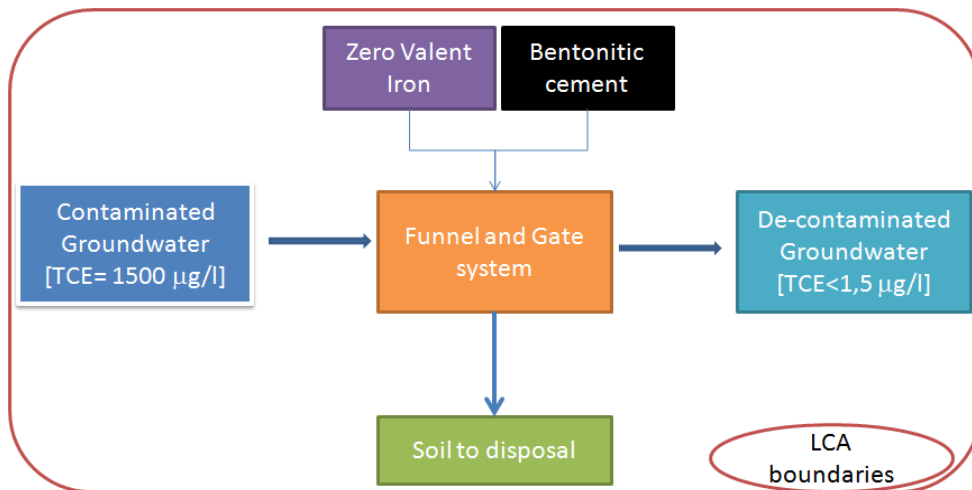


Figura 18 Confini del sistema LCA e componenti del sistema PRB

Si fornisce di seguito in tabella una breve panoramica dei parametri costruttivi della PRB il cui inventario verrà descritto nel dettaglio nei paragrafi successivi.

Parametri costruttivi	Valore
Lunghezza Gate	45 m
Profondità Gate	5 m
Larghezza Gate	1 m
Lunghezza Funnel	163 m
Profondità Funnel	5 m
Larghezza Funnel	0.6 m
Quantità ZVI	216 tons
Terreno in discarica	600 tons

Tabella 19 Parametri costruttivi PRB

L'inventario del sistema PRB è stato così schematizzato:

- Scavi (costruzione funnel&gate)
- Produzione ZVI
- Produzione miscela bentonitica
- Trasporti

### 5.2.2.1 Scavi (costruzione funnel&gate)

Il procedimento per la modellizzazione dei processi relativi alla messa in opera della PRB è del tutto analogo a quello già visto nei paragrafi 5.2.1.1.1 e 5.2.1.2.1. Anche in questo caso il volume di terreno da rimuovere e smaltire è stato calcolato a partire dal volume di funnel e gate:

$$Volume_{funnel} = 163 m \times 5 m \times 0.6 m = 489 m^3$$

$$Volume_{gate} = 45m \times 5m \times 1m = 225m^3$$

nota la densità del terreno pari ad  $1,25 t/m^3$ , dal volume totale di funnel e gate è stato ricavato il peso totale del terreno da smaltire, ovvero

$$M_{terreno_{tot}} = (489 + 225)m^3 \times 1.25 \frac{t}{m^3} = 892.5 t$$

Come nello scenario costruttivo visto per il BER, per un terzo del terreno asportato è previsto un riutilizzo in situ. Il terreno destinato allo smaltimento in discarica è quindi calcolato in

$$M_{smaltimento} = 892.5 t - \left(\frac{892.5}{3}\right) = 595 t \cong 600t$$

Lo stesso valore è stato utilizzato anche per il calcolo degli impatti legati ai trasporti. Per includere il processo di asportazione del terreno nell'inventario all'interno del software Simapro, è stata utilizzata la risorsa dal database Ecoinvent "RER: excavation, hydraulic digger (U)".

Il terreno, così come per il sistema bioelettrochimico, è stato classificato come inerte e dunque per la modellazione in Simapro è stato utilizzato il processo "Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill (U)".

### 5.2.2.2 Produzione ferro ZVI

Il quantitativo totale di ferro utilizzato per il riempimento del gate nella PRB è un dato primario fornito dai costruttori, per valore di 216 tonnellate.

Data la consistenza degli impatti attesi legati al processo di produzione industriale del ferro, e coerentemente con le indicazioni dei costruttori, si è ritenuto opportuno considerare come proveniente da riciclo una parte del materiale per il riempimento del gate.

E' stata quindi creata una risorsa ad hoc, denominata "Recycled Cast Iron", unità di misura = 1kg così definita:

- Prodotti evitati: Pig Iron, 0.4 kg (impatto evitato per la produzione di ghisa)
- Input dalla tecnosfera: Cast Iron, 0.6 kg
- Input dalla tecnosfera: Iron scrap, 0.4 kg (scarti della produzione di ferro)

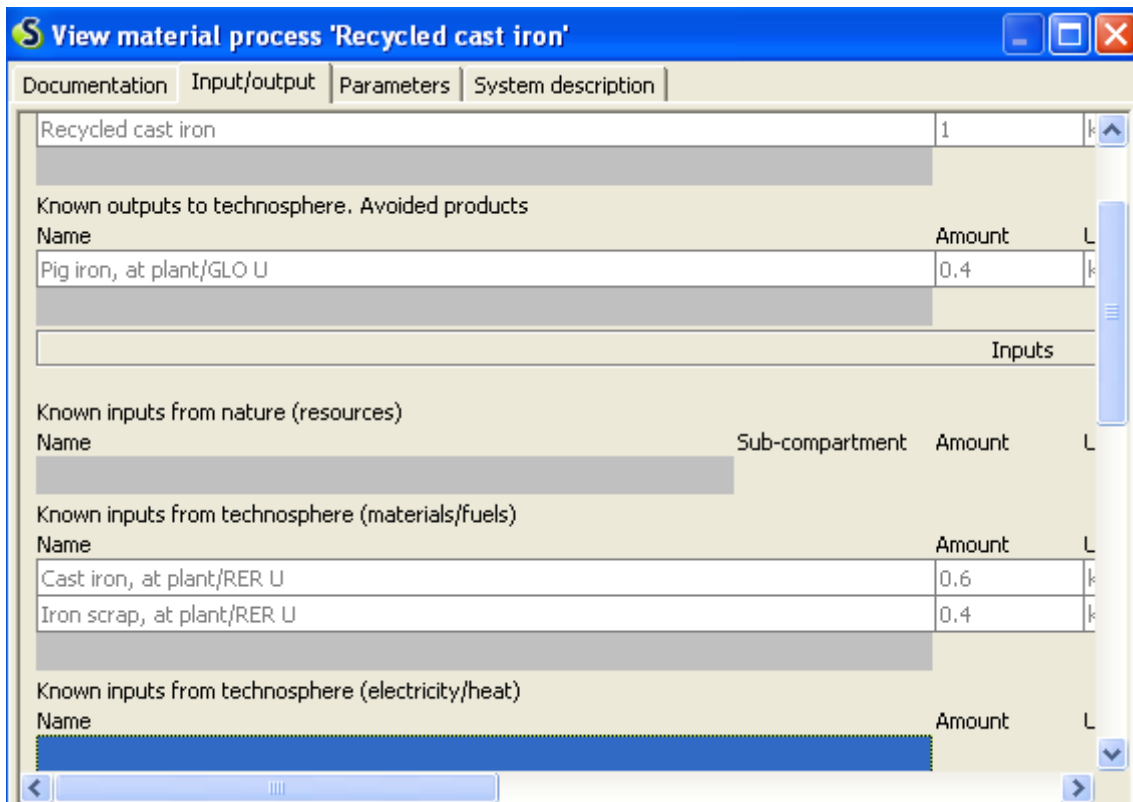


Figura 19 Schermata del software Simapro relativa al processo "Recycled cast Iron"

L'utilizzo di un 40% di materiale di scarto (Iron scrap) e la contabilizzazione di un impatto evitato, legato alla mancata produzione in fabbrica di un 40% di materiale "vergine" (pig iron), ammortizzano il peso legato all'uso di un materiale dalla produzione impattante come il ferro ZVI.

E' stato definito uno scenario di fine vita, partendo dall'ipotesi che al momento dell'esaurimento dell'operazione di bonifica il medium reattivo abbia perso circa il 60% della propria massa. Della massa rimanente, si è supposto recuperabile il 20%: per il rimanente 80% è stato implementato uno scenario di smaltimento tramite la risorsa Simapro "Landfill of ferro metals EU/27".

**Waste specification**

Name	Default material / waste type	Amount	Unit
Recycling iron from groundwater treatment technology/RER U	Ferro metals	1	kg

**Known outputs to technosphere. Avoided products**

Name	Amount	Unit	Distribution	ST
Iron scrap, at plant/RER U	0.2	kg	Undefined	

**Known inputs from nature (resources)**

Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	ST

**Known inputs from technosphere (materials/fuels)**

Name	Amount	Unit	Distribution	ST
Excavation, hydraulic digger/RER U	1	m3	Undefined	
Transport, lorry >32t, EURO3/RER U	1	kgkm	Undefined	
Electricity, low voltage, production IT, at grid/IT U	1	kWh	Undefined	

**Known outputs to technosphere. Waste and emissions to treatment**

Name	Amount	Unit	Distribution	ST
Landfill of ferro metals EU-27	0.8	kg	Undefined	
Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill/CH U	0.3	kg	Undefined	

**Figura 20** Schermata del software Simapro relativa al processo Recycling Iron

Sono stati inclusi nello scenario di riciclaggio l'operazione di scavo necessaria alla rimozione del ferro, modellizzata tramite la risorsa Simapro "RER: excavation, hydraulic digger (U)" ed uno scenario di smaltimento per il terreno mescolato al ferro, modellizzato tramite il processo "Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill (U)".

Per fornire una stima dell'energia necessaria alla separazione del terreno dal ferro, è stato quindi utilizzato il processo "electricity, low voltage, production IT, at grid/IT U", mentre per il trasporto in discarica dei materiali da smaltire si è ricorsi alla risorsa "RER: lorry, 16-32t, Euro3, fleet average (U)".

### 5.2.2.3 Produzione miscela bentonitica

La miscela bentonitica è il materiale utilizzato per la costruzione della barriera impermeabilizzante. Il prodotto di riferimento è stato individuato nella miscela commerciale SOLIDUR di cui non è stata resa nota la ricetta per motivi di riservatezza, tuttavia è stato possibile risalire al dosaggio.

Il rapporto miscela/acqua è stato quindi così definito:

Miscela bentonica – 250 kg/m<sup>3</sup>

Acqua – 910 kg/m<sup>3</sup>.

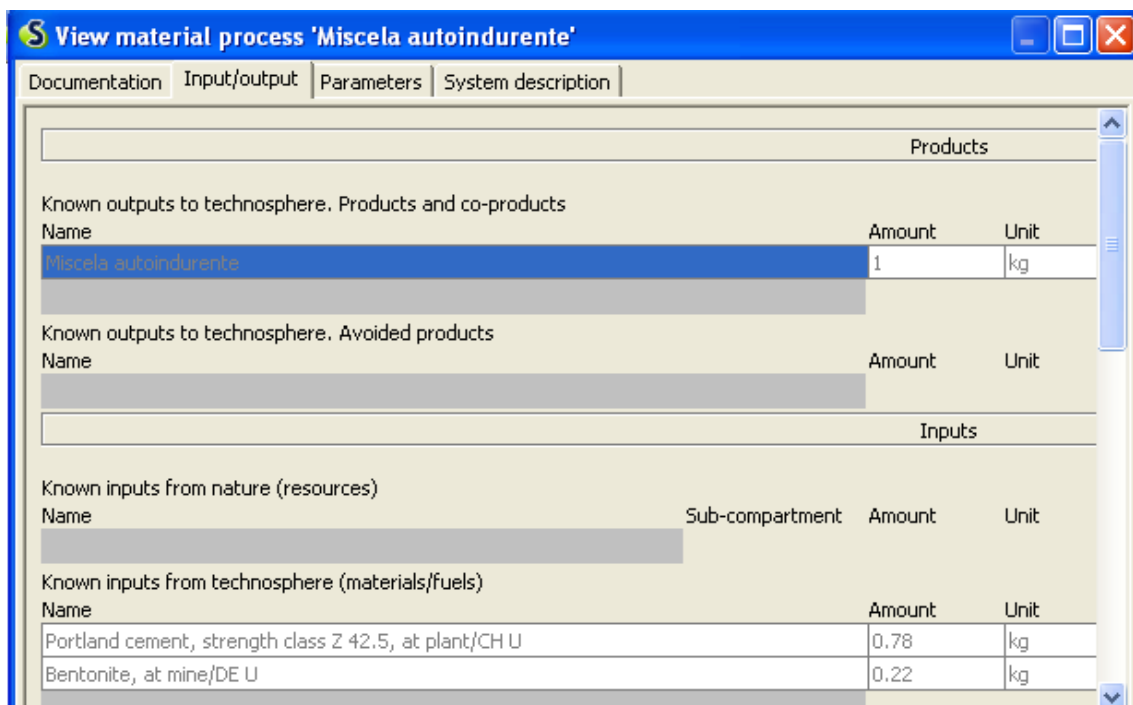
La quantità di miscela e di acqua necessarie per la costruzione del funnel sono state calcolate a partire dal volume di terreno asportato, dunque:

Miscela bentonica = 250 kg/ m<sup>3</sup> x 489 m<sup>3</sup>= 229830 kg

Acqua = 910 kg/m<sup>3</sup> x 489 m<sup>3</sup>= 444990 kg.

Per la miscela bentonica è stata quindi ipotizzata, con il supporto di dati in letteratura, una composizione con un 76% di cemento portland e un 24% di bentonite.

E' stato quindi creato un processo Simapro ad hoc denominato appunto "miscela autoindurente" definito dall'unità funzionale di peso di 1 kg; al suo interno sono stati richiamati i processi Ecoinvent "CH: Portland cement, strength class Z42.5, at plant (U)" (che tiene conto del processo di fabbricazione del cemento) e "DE: Bentonite, at mine (U)" (che include gli impatti legati all'estrazione della bentonite in miniera), rispettivamente con allocazione 0.78 kg e 0.22 kg. E' stata successivamente richiamata la risorsa "Bentonitic cement" all'interno del processo con un valore assegnato di 229830 kg.



The screenshot shows the 'View material process' window for 'Miscela autoindurente'. The window has tabs for 'Documentation', 'Input/output', 'Parameters', and 'System description'. The 'Input/output' tab is active, showing a table of products and inputs.

Products			
Known outputs to technosphere. Products and co-products			
Name	Amount	Unit	
Miscela autoindurente	1	kg	
Known outputs to technosphere. Avoided products			
Name	Amount	Unit	
Inputs			
Known inputs from nature (resources)			
Name	Sub-compartment	Amount	Unit
Known inputs from technosphere (materials/fuels)			
Name	Amount	Unit	
Portland cement, strength class Z 42.5, at plant/CH U	0.78	kg	
Bentonite, at mine/DE U	0.22	kg	

Figura 21 Schermata del software Simapro relativa alle componenti del processo Miscela Autoindurente

Per l'acqua è stata utilizzata la risorsa "RER: tap water, at user (U)", quantificata in 444490 m<sup>3</sup>.

Infine, per essere attivata e posta in opera, la miscela richiede un processo di mescolazione meccanica in betoniera; si è ritenuto quindi accettabile utilizzare la risorsa Simapro "CH: plaster mixing (U)", che include al suo interno il consumo energetico e di combustibile legati all'utilizzo di una betoniera per la mescolazione di un intonaco. A questo processo è stato assegnato un valore così calcolato:

Peso miscela secca + peso acqua = 674820 kg.

#### **5.2.2.4 Trasporti**

Analogamente a quanto già visto nei paragrafi 5.2.1.1.4 e 5.2.1.2.4 per il conferimento del terreno in discarica, del trasporto del ferro ZVI e della miscela bentonitica dal produttore al sito e del ferro a fine vita in discarica è stata utilizzata la risorsa "RER: lorry, 16-32t, Euro3 (U)".

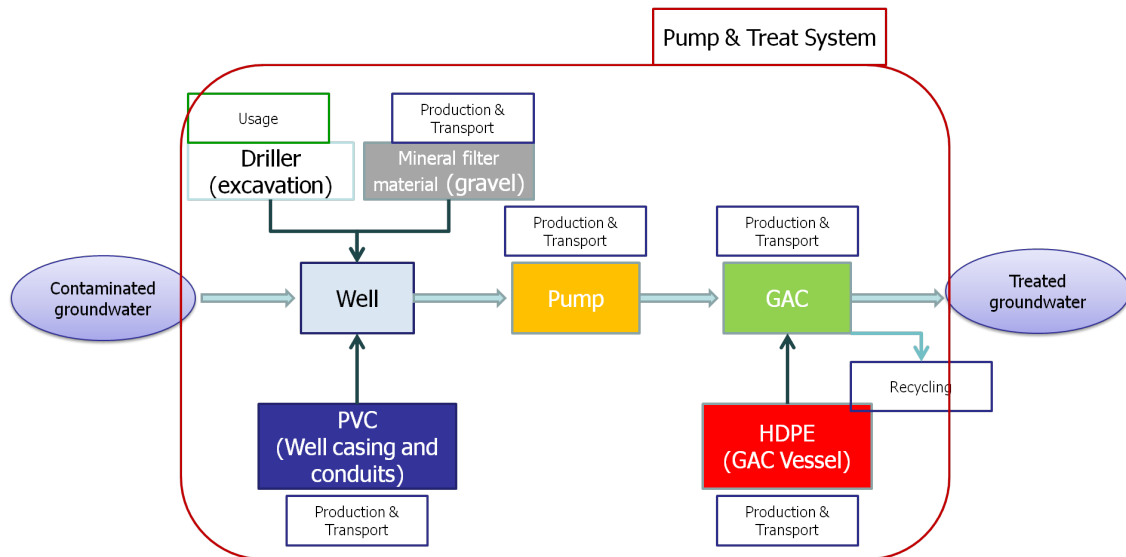
Le distanze sono state così definite:

- Terreno in discarica: 200 km (distanza media territorio italiano)
- ZVI: 200 km (distanza produttore italiano – sito)
- Miscela bentonitica (secco): 200 km (distanza produttore italiano-sito)
- Acqua per miscela bentonitica: 20 km.

#### **5.2.3 Inventario per il sistema PTS**

Il dataset per il dimensionamento utilizzato per la compilazione dell'inventario per il sistema Pump and treat è stato estrapolato da casi studio ed indicazioni reperiti in letteratura. E' stato quindi necessario operare un dimensionamento di massima da una parte il più possibile cautelativo, per evitare di penalizzare le tecnologie passive oggetto del confronto, dall'altra cercare di definire il più possibile le condizioni "site-specific" rilevanti ai fini della definizione dei parametri dimensionali. Si ritiene comunque che le scelte fatte, nei limiti degli obiettivi e della portata dello studio, possano essere considerate attendibili.





**Figura 22** Layout e confini dello studio LCA per il sistema Pump and Treat

In Figura 22 è possibile visualizzare i principali blocchi funzionali del sistema Pump and Treat all'interno dei confini dello studio LCA, ovvero il blocco definito dall'installazione/costruzione pozzi, il blocco relativo alla produzione ed utilizzo del sistema di pompaggio, ed infine il blocco legato alla produzione dei Carboni attivi. Nella tabella che segue viene fornita una panoramica delle principali voci di inventario, di cui verranno fornite le risorse Simapro di riferimento e i criteri usati per il dimensionamento in dettaglio nei paragrafi successivi.

Parametri costruttivi	Valore
Numero pozzi	2
Profondità pozzi	5 m
Lunghezza collegamenti	20 m
GAC consumato (total)	26 tons
Fabbisogno energetico pompe	20805 kWh
HDPE	2.5 tons
Terreno in discarica	1.5 tons
Acqua post trattamento scaricata in corpi idrici superficiali	139,000 m <sup>3</sup>

**Tabella 20 Parametri dimensionali PTS**

I blocchi funzionali del sistema sono quindi così definiti:

- Costruzione pozzi e collegamenti
- Costruzione e operazione pompe
- Produzione e ricambio GAC
- Produzione contenitori
- Consumo/smaltimento acqua di falda

### 5.2.3.1 Costruzione pozzi e collegamenti

Per il dimensionamento del sistema di prelievo dell'impianto si è partiti dalla portata dei sistemi di riferimento, al fine di ottenere una capacità progettuale paragonabile.

Essendo la portata di progetto per sistema bioelettrochimico e PRB pari a circa 27 l/min, si è calcolata con un fattore di sicurezza  $f=2$  la capacità idraulica CI:

$$CI = Q \times f = 54 \text{ l/m}$$

Per questo ordine di grandezza della capacità idraulica, interpretando i casi studio di riferimento (Bayer and Finkel, Debbs and Cohen), si è ritenuto sufficiente dotare l'impianto di due pozzi di estrazione, ciascuno in grado di garantire circa una portata di 40 l/s (10 gal).

Per entrambi i pozzi è stata prevista una profondità di 5 metri, coerentemente con la profondità dell'acquifero utilizzata nella modellizzazione di PRB e sistema bioelettrochimico; il diametro assegnato è di 0.3 m.

A partire da questi dati dimensionali è stato ricavato il volume totale di terreno da rimuovere per consentire la costruzione:

$$Volume_{\text{pozzo}} = (\pi r^2) \times l = 3.14 \times (0.15)^2 \times 5 = 0.35 \text{ m}^3$$

$$Volume_{collegamento} = (\pi r^2) \times l = 3.14 \times (0.15)^2 \times 10 = 0.7 \text{ m}^3$$

$$V_{tot} = 2 \times Volume_{pozzo} + 2 \times Volume_{collegamento} = 1.4 \text{ m}^3$$

Per modellare la costruzione dei pozzi all'interno di Simapro è stata creata una risorsa ad hoc denominata "costruzioni pozzi", contenente tutti i contributi necessari.

Known outputs to technosphere. Products and co-products				
Name	Amount	Unit	Quantity	
Costruzione pozzi/collegamenti	1	p	Amount	
(Insert line here)				
Known outputs to technosphere. Avoided products				
Name	Amount	Unit	Distribution	
(Insert line here)				
Inputs				
Known inputs from nature (resources)				
Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution
(Insert line here)				
Known inputs from technosphere (materials/fuels)				
Name	Amount	Unit	Distribution	
PVC pipe E	30	kg	Undefined	
PVC pipe E	15	kg	Undefined	
Excavation, hydraulic digger/RER U	0.75	m3	Undefined	
Pump 40W, at plant/CH/I U	1	p	Undefined	
Transport, lorry 3.5-7.5t, EURO5/RER U	196.5	tkm	Undefined	

Figura 23 Risorse simapro utilizzate per la modellazione del processo costruzione pozzi/collegamenti

Le voci di inventario implementate in questa risorsa sono:

- Operazioni di scavo. Il volume totale di 1.4 m<sup>3</sup> è stato modellizzato in Simapro utilizzando la risorsa "excavation, hydraulic digger/RER (U)"
- PVC per il rivestimento pozzi e per il collegamento all'impianto di superficie, risorsa utilizzata "PVC pipe E"
- Smaltimento terreno. Il quantitativo di suolo da mandare in discarica è stato calcolato a partire dal volume dei pozzi e delle tubature di collegamento in PVC. Si ha quindi:  $P_{\text{terreno}} = V_{\text{terreno}} \times 1.25 \text{ t/m}^3 = 1.75 \text{ t}$ . La risorsa Simapro utilizzata è "Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill (U)"
- Trasporto per lo smaltimento del terreno e dei collegamenti – risorsa utilizzata "transport, lorry 3.5-5t, EURO5, RER (U)"

### 5.2.3.2 Costruzione/operazione pompe

Per portate comprese tra i 10 e i 50 galloni le statistiche in letteratura (Cohen, Mercer et al., *Design guidelines for conventional pump and treat systems*, EPA

1997) consigliano l'impiego di una potenza di 7 Hp per le pompe. E' stata quindi utilizzata la risorsa Simapro "Pump, 40W", già inserita nel sottoprocesso "costruzione pozzi". Tale risorsa pur facendo riferimento ad una macchina sottodimensionata dal punto di vista della potenza erogata è stata comunque ritenuta adeguata ai fini dello studio ed include la spesa energetica e il consumo di materie prime necessari per la produzione.

Per quanto riguarda la fase d'uso il caso di studio di riferimento (Bayer, Finkel, *Life cycle assessment of active and passive groundwater remediation technologies*. Journal of Contaminant Hydrology Vol. 83, Issue3-4, (2006) 171–199) indica un consumo di energia elettrica pari a 0.15 kWh/m<sup>3</sup> di acqua pompata. Si ha quindi un consumo totale pari a

$$ConsumoPTS_{tot} = \frac{0.15 \text{ kWh}}{m^3} \times 138700m^3 = 20805 \text{ kWh}$$

Il dato così calcolato è stato implementato nell'inventario Simapro utilizzando la risorsa "Electricity, low voltage, production IT, at grid/IT U".

### 5.2.3.3 Produzione GAC

Per il dimensionamento del GAC sono stati valutati vari metodi empirici reperiti in letteratura : per brevità si farà riferimento solo ai due più rappresentativi. Tali metodi, pur stabilendo tutti una relazione tra portata in ingresso, carico inquinante e massa di GAC richiesta, hanno fornito risultati significativamente diversi, talvolta fino ad un ordine di grandezza.

Ricordando quindi che un dimensionamento accurato non può prescindere da dati primari relativi alla caratterizzazione idrogeologica del sito, alla capacità idraulica reale, alla disposizione dei pozzi, si è fatta una scelta di tipo cautelativo, modellizzando nell'inventario il risultato ritenuto più coerente con le condizioni ipotizzate, ovvero quelle derivate dal sito della PRB.

Dalle formule viste nel paragrafo 2.2.7.2 si ha:

$$a) R = \frac{1}{1000} \times K \times C^{1/N} = \frac{1}{1000} \times 28 \times (1.5)^{0.62} = 0.036$$

essendo per il TCE  $K=28$  e  $1/N=0.62$ , e la concentrazione in ingresso 1.5 mg/l, quindi

$$b) MRR = M_{H_2O} = Q_{H_2O} \times C_{H_2O} \times \frac{1440 \text{ min}}{g} \times \frac{1 \text{ kg}}{10^9 \mu\text{g}} = 26.4 \frac{l}{\text{min}} \times 1500 \frac{\mu\text{g}}{l} \times$$

$$\frac{1440 \text{ min}}{g} \times \frac{1 \text{ kg}}{10^9 \mu\text{g}} = 0.057 \frac{\text{kg}}{g}$$

$$c) VUG = \frac{MRR}{R} = \frac{0.057 \text{ kg/g}}{0.036} = 1.58 \frac{\text{kg}}{g} \text{ GAC}$$

per un totale di 5.8 t GAC totali nei 10 anni di operazione.

L'Environmental Engineering Sourcebook riporta però (vedi Tabella 7), per un sito caratterizzato da una contaminazione in ingresso di TCE tra i 3 e gli 8 mg/l ridotta a <1 µg/l un utilizzo di GAC pari a 1.54 lbs/1000 galloni, ovvero 0.7 kg/3.785 m<sup>3</sup>, da cui si ricava per il volume totale da bonificare

$$GAC_{tot} = \frac{0.7 \text{ kg}}{3.785 \text{ m}^3} \times 138700 \text{ m}^3 = 25651.25 \text{ kg} \cong 26 \text{ tons}$$

### 5.2.3.3.1 Modellizzazione GAC

Per la modellizzazione del processo di produzione dei carboni attivi è stata creata una risorsa ad hoc in cui inserire il consumo di materie prime, energia e il contributo di trasporti necessario.

Edit material process 'GAC production'				
Documentation	Input/output	Parameters	System description	
Name	Amount	Unit	Quantity	Allocation %
GAC production	1	ton	Mass	100 %
(Insert line here)				
Known outputs to technosphere. Avoided products				
Name	Amount	Unit	Distribution	SD^2 or 2*5C
(Insert line here)				
Inputs				
Known inputs from nature (resources)				
Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution SD^2 or 2*5C
(Insert line here)				
Known inputs from technosphere (materials/fuels)				
Name	Amount	Unit	Distribution	SD^2 or 2*5C
Hard coal supply mix/IT U	3000	kg	Undefined	
Steam, for chemical processes, at plant/RER U	12000	kg	Undefined	
Transport, lorry 16-32t, EURO3/RER U	200	tkm	Undefined	
(Insert line here)				
Known inputs from technosphere (electricity/heat)				
Name	Amount	Unit	Distribution	SD^2 or 2*5C
Electricity, medium voltage, at grid/IT U	1600	kWh	Undefined	
(Insert line here)				

Figura 24 Risorse Simapro utilizzate per la modellizzazione del processo di produzione dei carboni attivi

Coerentemente con l'indicazione di Bayer & Finkel nel caso studio già citato nel paragrafo 5.2.3.2 per la produzione di 1 tonnellata di GAC è stato computato il consumo delle seguenti risorse:

- 3 tonnellate di carbone di provenienza italiana (risorsa Simapro utilizzata: "Hard coal supply mix/IT (U)")

- 12 tonnellate di vapore per lavorazioni chimiche (risorsa utilizzata “Steam, for chemical processes, at plant/RER (U)”)
  - 1600 kWh (risorsa utilizzata “Electricity, medium voltage, at grid/IT (U)”)
    - più il contributo di 200 tkm (risorsa utilizzata “RER: lorry, 16-32t, Euro3 (U)”) per il trasporto dal produttore al sito.

Si è ritenuto necessario, dato il significativo impatto di consumi energetici e di materiali risultante dal processo di produzione, prevedere il riciclo tramite il processo di riattivazione di una percentuale dei carboni esausti. Questa percentuale è stata valutata cautelativamente in un 40 per cento del fabbisogno stimato. Dalle 26 tonnellate di GAC stimate si ha quindi

$$GAC_{riciclato} = \left( \frac{26 \text{ tons}}{100} \right) \times 40 = 10.4 \text{ tons} \cong 10 \text{ tons}$$

#### 5.2.3.3.2 Modellizzazione GAC riciclato

Il processo di riattivazione dei carboni attivi preso in considerazione prevede il riscaldamento ad alte temperature tramite vapore; i carboni attivi devono essere inoltre trasportati all’impianto più vicino e poi di nuovo al sito. Infine, è stato necessario allocare l’input materiale, ovvero il processo “produzione GAC” descritto nel paragrafo precedente. Coerentemente con l’impostazione generale, un 40% del processo è stato modellizzato come impatto evitato (ovvero impatto positivo derivante dalla mancata produzione di nuovi carboni) mentre il 60% come input della nuova risorsa. L’inventario della risorsa Recycled GAC include quindi:

- 12 tonnellate di vapore per lavorazioni chimiche (risorsa utilizzata “Steam, for chemical processes, at plant/RER (U)”)
  - 0.6 tonnellate di Carboni attivi (risorsa utilizzata “GAC production”)
    - 210 tkm per il trasporto da e per l’impianto (risorsa utilizzata “RER: lorry, 16-32t, Euro3 (U)”)
      -

Recycled GAC input 0.6 avoided 0.4					
	1	ton	Mass	100 %	
(Insert line here)					
Known outputs to technosphere. Avoided products					
Name	Amount	Unit	Distribution	SD^2 or 2*SD	
GAC production	0.4	ton	Undefined		
(Insert line here)					
Inputs					
Known inputs from nature (resources)					
Name	Sub-compartment	Amount	Unit	Distribution	SD^2 or 2*SD
(Insert line here)					
Known inputs from technosphere (materials/fuels)					
Name	Amount	Unit	Distribution	SD^2 or 2*SD	
Steam, for chemical processes, at plant/RER U	12000	kg	Undefined		
Transport, lorry 16-32t, EURO3/RER U	210	tkm	Undefined		
GAC production	0.6	ton	Undefined		

Figura 25 Risorse Simapro utilizzate per la modellizzazione del processo Recycled GAC

### 5.2.3.4 Costruzione contenitori GAC

Dalla fomula per il dimensionamento del contenitore vista nel paragrafo 2.2.7.2 si ricava:

$$\begin{aligned}
 \text{Dimensioni Contenitori} = (kg \text{ GAC}) &= TC \times CI \times \frac{1ft^3}{7.48gal} \times \frac{30lbs \text{ GAC}}{ft^3} \\
 &= 30min \times 14gpm \times \frac{30lbs}{7.48g} = 1684,5lbs \cong 765kg
 \end{aligned}$$

poichè 1m<sup>3</sup> contiene circa 500 kg di GAC, si è ritenuto opportuno dotare il sistema di due contenitori da 2m<sup>3</sup> l'uno, per la cui costruzione sono state utilizzate le risorse "HDPE, granulate at plant RER (U)" e "extrusion, at plant (U)", entrambe implementate con un valore pari a 2.5 tons.

E' stata inoltre inclusa una voce di trasporto per il materiale pari a 500 tkm utilizzando la risorsa utilizzata "RER: lorry, 16-32t, Euro3 (U)".

### 5.2.3.5 Consumo/smaltimento acqua di falda

Nella modellizzazione del sistema pump and treat è emersa una criticità metodologica legata alla necessità di quantificare ed evidenziare la trasformazione che l'acqua di falda subisce venendo estratta dall'acquifero e scaricata come acqua superficiale post trattamento.

Questa trasformazione ha un doppio impatto, in quanto da una parte implica un depauperamento di una risorsa non rinnovabile nel breve-medio termine, e dall'altra comporta il trasferimento di un volume d'acqua comunque non

utilizzabile per scopi civili, e contenente una percentuale di contaminazione residua, ad un corpo idrico superficiale.

Il Databaseecoinvent non dispone di una risorsa specificamente designata per quantificare gli impatti legati a questo cambiamento nella natura dell'acqua trattata.

Si è quindi deciso di utilizzare due risorse per fornire una stima anche se approssimata di questi impatti:

- “Groundwater consumption, water” (input – risorse naturali), che tiene conto dell'impatto derivante dallo sfruttamento della risorsa idrica
- “Wastewater, sewage, untreated, to treatment plant”, che tiene conto degli impatti legati al trattamento di un acqua di scarico urbana in impianto di depurazione.

Per entrambe le risorse l'input è stato quantificato in un volume pari a quello di acqua trattata. Si ritiene di avere in questo modo evidenziato ed “aggirato”, anche se con un necessario margine di approssimazione, un limite nel databaseecoinvent.

### **5.3 Valutazione degli impatti**

La fase di valutazione degli impatti ambientali consiste nella classificazione e caratterizzazione delle emissioni di inquinanti, calcolate nella fase di analisi di inventario come previsto dalla ISO 14044. In accordo con quanto definito nei campi dall'applicazione dello studio, la valutazione degli impatti è stata effettuata rispetto alle categorie d'impatto del metodo EDIP/UMIP 97 aggiornato nel 2004 e utilizzando i relativi modelli di caratterizzazione. Ai fini dell'interpretazione, i risultati sono stati anche normalizzati utilizzando il metodo EDIP/UMIP 97. Inoltre, poiché il metodo EDIP/UMIP 97 contabilizza le categorie di tossicità (ecotoxicity e human toxicity con i relativi sub-compartimenti) ritenute ancora immature dall'ILCD, si è deciso di fornire anche una caratterizzazione degli impatti tramite il metodo IMPACT 2002+. In questo modo sarà possibile confrontare i risultati dei due metodi ed evidenziare eventuali discrepanze.



### 5.3.1 Impatti BER

In questo paragrafo vengono presentati i risultati ottenuti per il sistema bioelettrochimico, il cui dimensionamento ed inventario sono stati descritti nel paragrafo 5.2.1. I risultati di normalizzazione, caratterizzazione e pesatura sono stati calcolati prima tramite il metodo EDIP/UMIP 97 e successivamente tramite Impact 2002+, e verranno presentati in due paragrafi separati.

#### 5.3.1.1 Impatti ottenuti tramite il metodo di calcolo EDIP/UMIP 97

<b>Impact category</b>	<b>Total</b>
Global warming (GWP 100)	0,000172348
Ozone depletion	1,09893E-06
Acidification	6,62959E-05
Eutrophication	0,000106597
Photochemical smog	1,60612E-05
Ecotoxicity water chronic	0,002963172
Ecotoxicity water acute	0,00359899
Ecotoxicity soil chronic	6,09813E-06
Human toxicity air	4,82492E-05
Human toxicity water	0,000330589
Human toxicity soil	0,000658345
Bulk waste	0,00425944
Hazardous waste	7,58633E-07
Radioactive waste	0,00160588
Slags/ashes	1,1323E-06

Tabella 21 Risultati per la fase di normalizzazione del ciclo di vita del sistema Bioelettrochimico (EDIP/UMIP 97)

Dai dati presentati in Tabella 21 sono state escluse le categorie d'impatto di ordine di grandezza trascurabile rispetto alle altre al fine di evidenziare quelle più significative, visualizzate nel grafico in Figura 26.

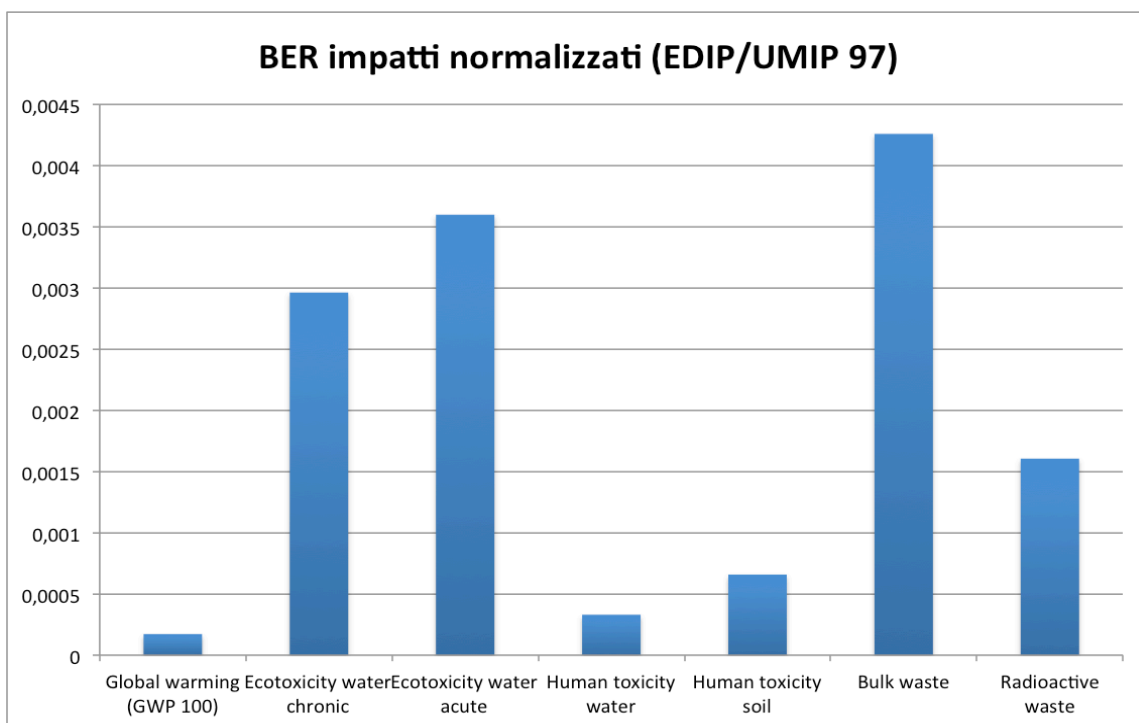


Figura 26 Grafico per i risultati di normalizzazione (EDIP/UMIP 97)

Dal grafico di figura 26 è possibile constatare come le categorie più rilevanti siano quelle dell'ecotossicità in acqua, insieme a rifiuti ingombranti e radioattivi. Ad un ordine di grandezza inferiore troviamo invece la presenza delle categorie di tossicità per l'uomo e global warming.

L'ILCD raccomanda di valutare con cautela gli impatti legati alle categorie di tossicità (in tutti i compartimenti) poiché ritenute ancora "immature" e non abbastanza solide da fornire risultati completamente attendibili. Per questo si è scelto di tenere conto degli impatti GWP e valutarne i contributi nonostante la loro apparente scarsa rilevanza numerica.

Si procede quindi alla fase di caratterizzazione per poter valutare i contributi dei singoli processi a ciascuna categoria di impatto analizzata.

<b>Impact category</b>	<b>Unit</b>	<b>Total</b>
Global warming (GWP 100)	g CO2	1498,680925
Ozone depletion	g CFC11	0,000113175
Acidification	g SO2	4,910804391
Eutrophication	g NO3	12,69014397
Photochemical smog	g ethene	0,401529657
Ecotoxicity water chronic	m3	1043,370505
Ecotoxicity water acute	m3	104,6217894
Ecotoxicity soil chronic	m3	5,863586571
Human toxicity air	m3	147551,2075
Human toxicity water	m3	17,21817177

Human toxicity soil	m3	0,08365248
Bulk waste	kg	5,748232693
Hazardous waste	kg	1,57067E-05
Radioactive waste	kg	5,61496E-05
Slags/ashes	kg	0,000395909
Resources (all)	kg	7,58084E-05

Tabella 22 Risultati per la fase di caratterizzazione del ciclo di vita per il sistema BER (EDIP/UMIP 97)

Dai risultati di caratterizzazione esposti in Tabella 22 sono stati estrapolati i dati relativi alle categorie evidenziate in fase di normalizzazione e ne sono stati ricavati grafici in cui viene fornito in dettaglio il contributo dei singoli processi.

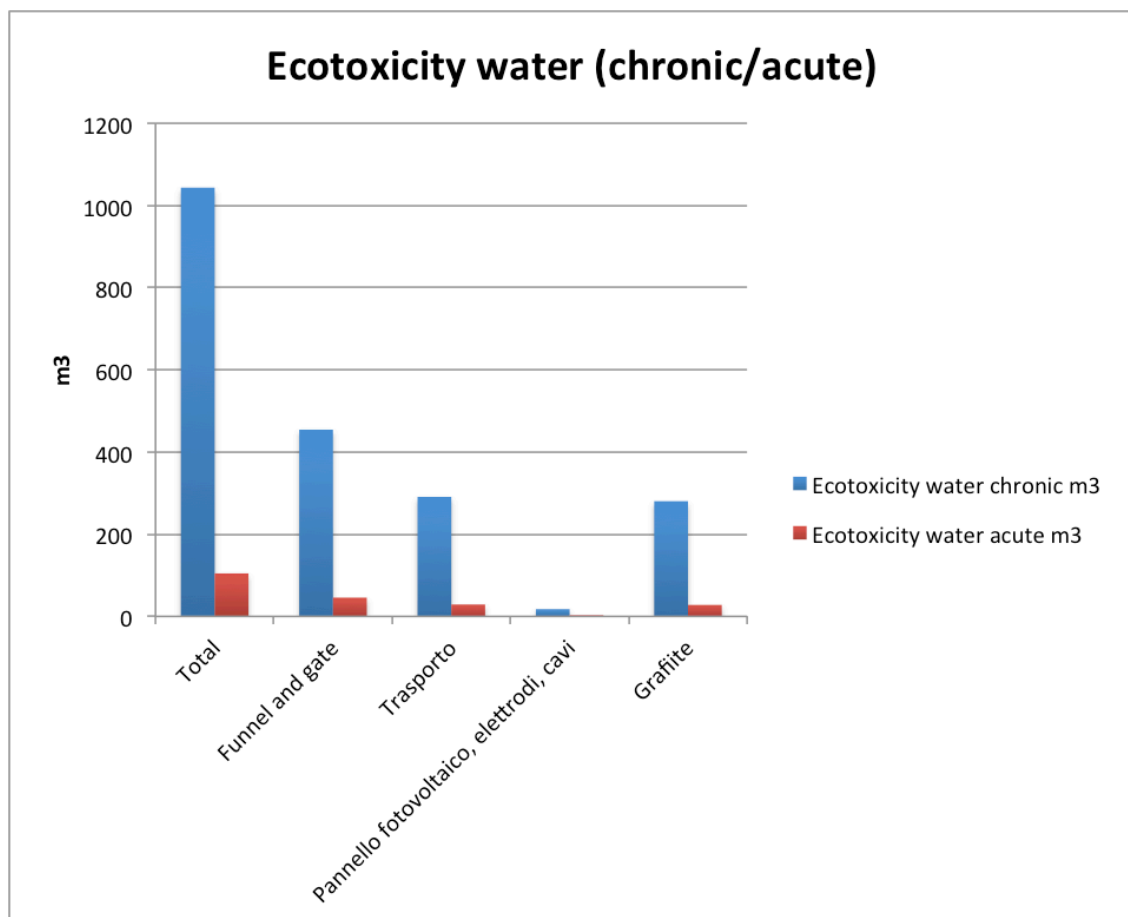
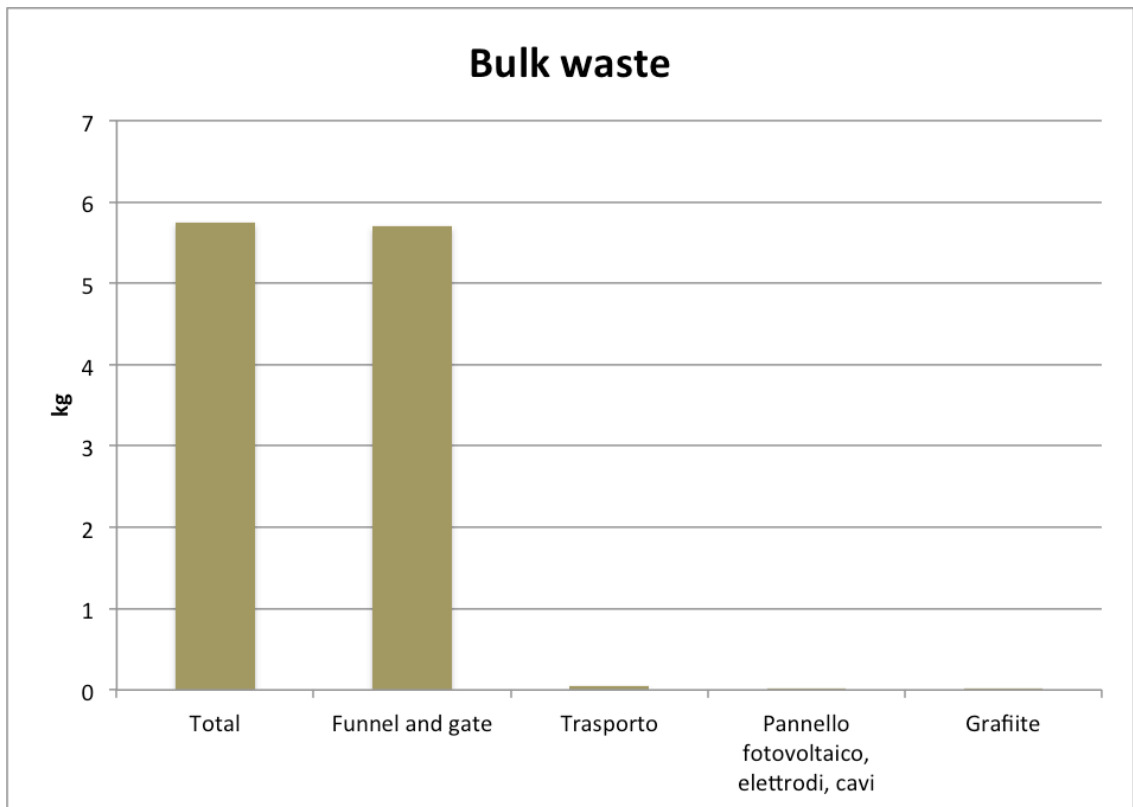


Figura 27 Dettaglio risultati di caratterizzazione per le categorie Ecotoxicity water

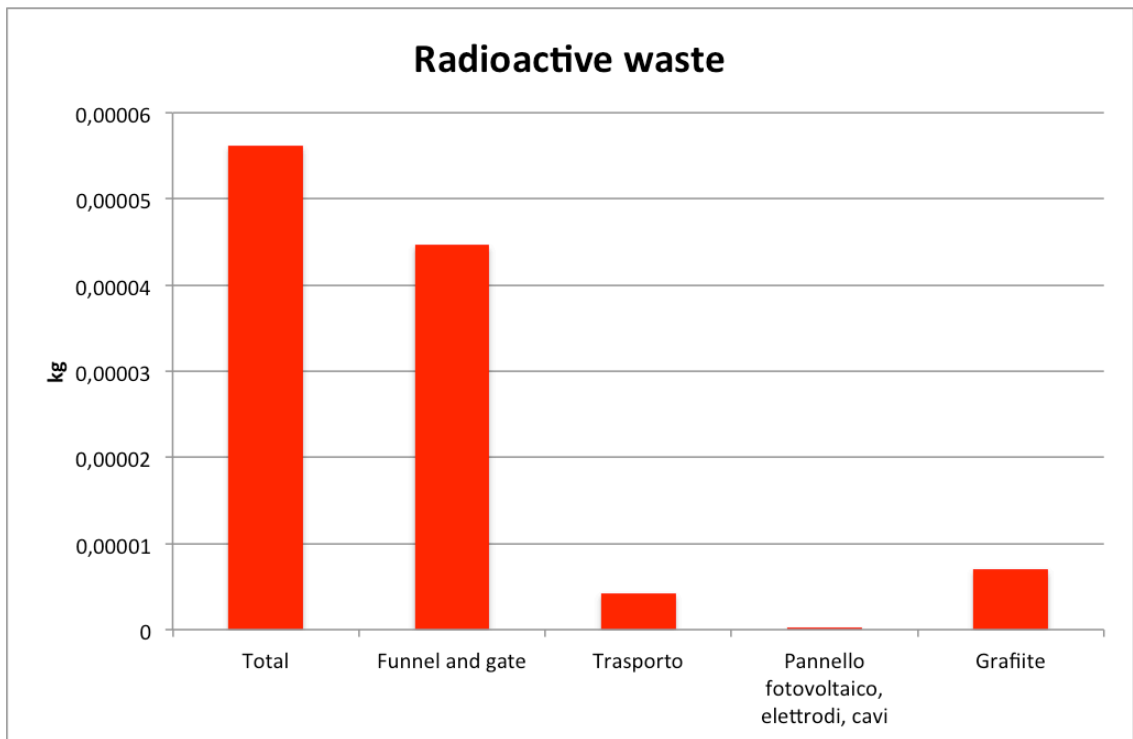
Come evidenziato in Figura 27, gli impatti per la categorie di ecotossicità in acqua cronica ed acuta, anche se distanti in valore assoluto, hanno un andamento proporzionale.

Il contributo principale è fornito dal processo di costruzione della PRB, seguito dai trasporti e dalla produzione della grafite, che producono un impatto pressochè equivalente.



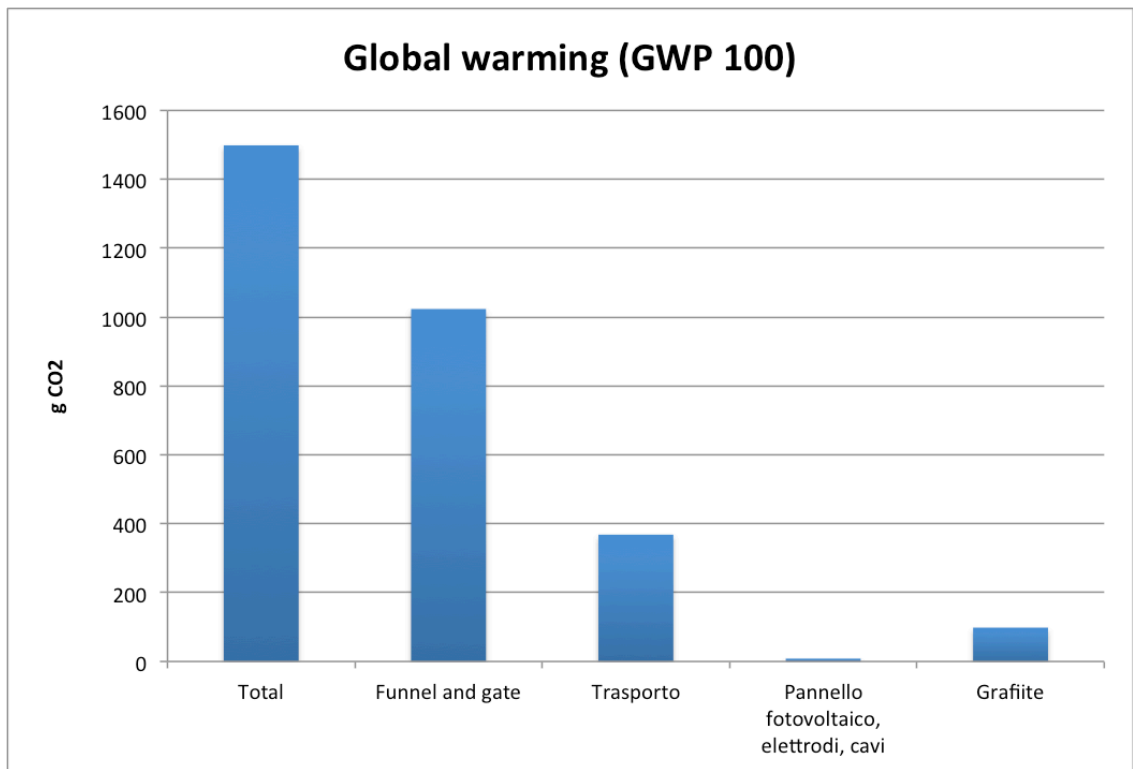
**Figura 28** Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Bulk waste

Appare evidente dal grafico di Figura 28 come l'unico contributo alla categoria d'impatto rifiuti ingombranti arrivi dal processo di costruzione della PRB, più specificamente dalla voce relativa allo smaltimento del terreno rimosso per consentire la costruzione. Pertanto l'elevato valore numerico registrato da questa categoria va ridimensionato alla luce della pericolosità specifica relativamente bassa che la caratterizza.



**Figura 29** Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria radioactive waste

In Figura 29 è possibile constatare come il contributo in assoluto più consistente alla categoria dei rifiuti radioattivi arrivi dal processo di costruzione di barriera e funnel, seguito dal processo di produzione per la grafite e dei trasporti. Nella predominanza dei processi legati alla costruzione pesano soprattutto gli impatti dovuti alla produzione e preparazione della miscela plastica usata per le fondazioni; in generale i contributi a questa categoria possono essere attribuiti a quei processi che hanno a monte una lavorazione industriale complessa.



**Figura 30** Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria GWP

Data la rilevanza data dall'ILCD e dalla normativa alla categoria d'impatto legata alla produzione di CO<sub>2</sub>, gli impatti di questa verranno sempre considerati, anche se apparentemente secondari rispetto ad altri.

In questo caso possiamo constatare come ancora una volta il processo di costruzione risulti essere il maggior responsabile per l'impatto complessivo, producendo circa il 70% delle emissioni, seguito a distanza dai trasporti e dalla produzione della grafite. La produzione del medium di riempimento (grafite) è anche in questo caso poco impattante rispetto al processo di costruzione.

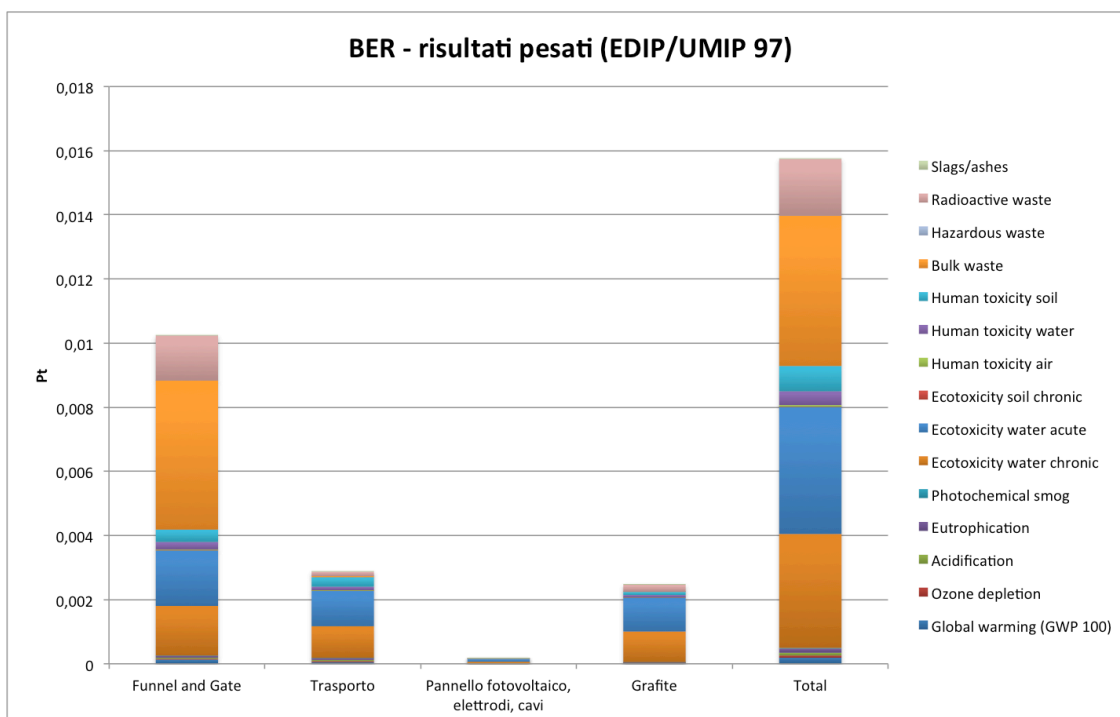


Figura 31 Grafico per i risultati pesati single score (EDIP/UMIP 97)

Il grafico in Figura 31 relativo agli impatti pesati aggregati per ciascuno dei processi del sistema BER riassume e conferma la tendenza evidenziata in fase di caratterizzazione: a pesare sulla performance globale del sistema bioelettrochimico sono soprattutto gli impatti prodotti dalla fase di costruzione, che da sola produce circa il 60% del punteggio totale; i trasporti incidono per circa il 20% e la produzione di grafite per poco meno del 20%; pressochè trascurabile il contributo del sistema di approvvigionamento energetico.

### 5.3.1.2 Impatti ottenuti tramite il metodo di calcolo IMPACT 2002+

<b>Impact category</b>	<b>Total</b>
Carcinogens	2,63077E-06
Non-carcinogens	5,95032E-06
Respiratory inorganics	9,85938E-05
Ionizing radiation	1,28091E-06
Ozone layer depletion	1,69799E-08
Respiratory organics	1,46807E-07
Aquatic ecotoxicity	3,3632E-07
Terrestrial ecotoxicity	1,54931E-05
Terrestrial acid/nutri	2,18783E-06
Land occupation	4,98574E-07
Aquatic acidification	-
Aquatic eutrophication	-
Global warming	0,000148349
Non-renewable energy	0,00010914

Mineral extraction	6,8891E-08
--------------------	------------

Tabella 23 Risultati per la fase di normalizzazione del ciclo di vita per il sistema BER (IMPACT 2002+)

I risultati di normalizzazione visibili in Tabella 23 sono stati realizzati utilizzando il metodo di calcolo Impact 2002+. Come già visto nell'iter seguito per EDIP/UMIP 97, sono state escluse, ai fini di rendere l'interpretazione più agevole, le categorie di impatto caratterizzate da un ordine di grandezza significativamente ridotto rispetto alle principali.

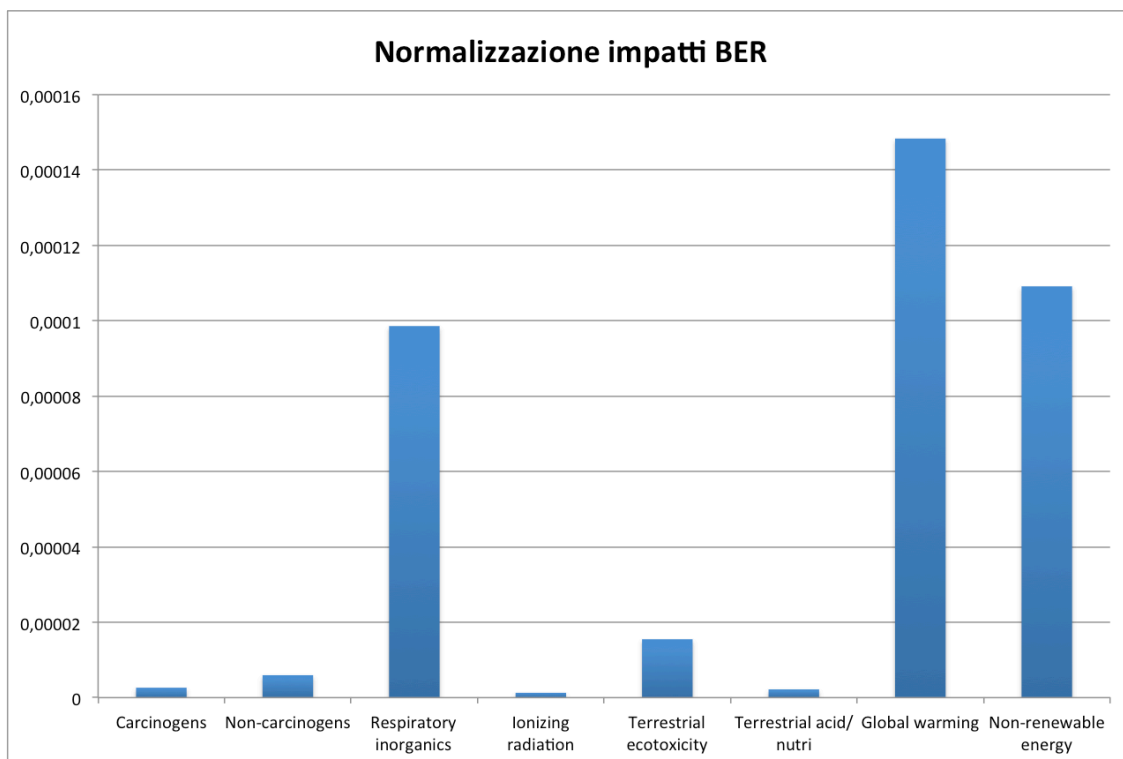


Figura 32 Grafico per i risultati di Normalizzazione sistema BER (IMPACT 2002+)

I risultati presentati in Figura 32 evidenziano una spiccata predominanza di tre categorie che da sole contribuiscono a più del 90 % degli impatti, ovvero Global Warming, Energie non rinnovabili e Particolato inorganico. Terrestrial ecotoxicity è responsabile di circa il 5%, mentre al restante 5% contribuiscono le categorie di radiazione ionizzante e sostanze cancerogene/non cancerogene.

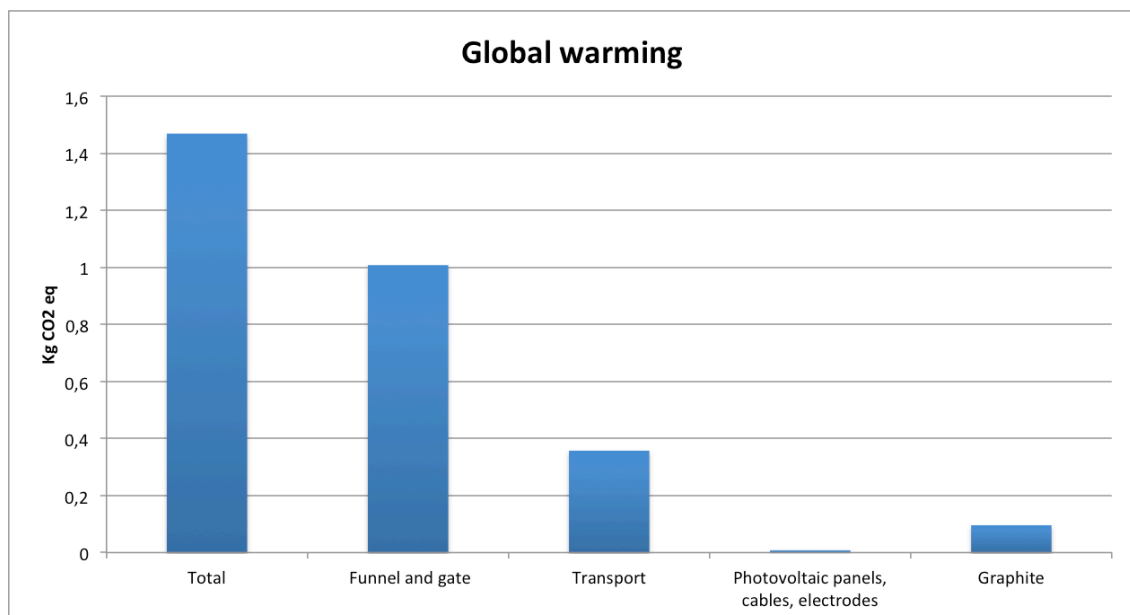
<b>Impact category</b>	<b>Unit</b>	<b>Total</b>
Carcinogens	kg C2H3Cl eq	0,006663557
Non-carcinogens	kg C2H3Cl eq	0,015071723
Respiratory inorganics	kg PM2.5 eq	0,000998924
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	43,25941678
Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	1,14691E-07



Respiratory organics	kg C2H4 eq	0,000488819
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	91,77523865
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil	26,83121283
Terrestrial acid/nutri	kg SO2 eq	0,028817551
Land occupation	m2org.arable	0,00626585
Aquatic acidification	kg SO2 eq	0,004911553
Aquatic eutrophication	kg PO4 P-lim	0,000107854
Global warming	kg CO2 eq	1,468801361
Non-renewable energy	MJ primary	16,58657831
Mineral extraction	MJ surplus	0,010469761

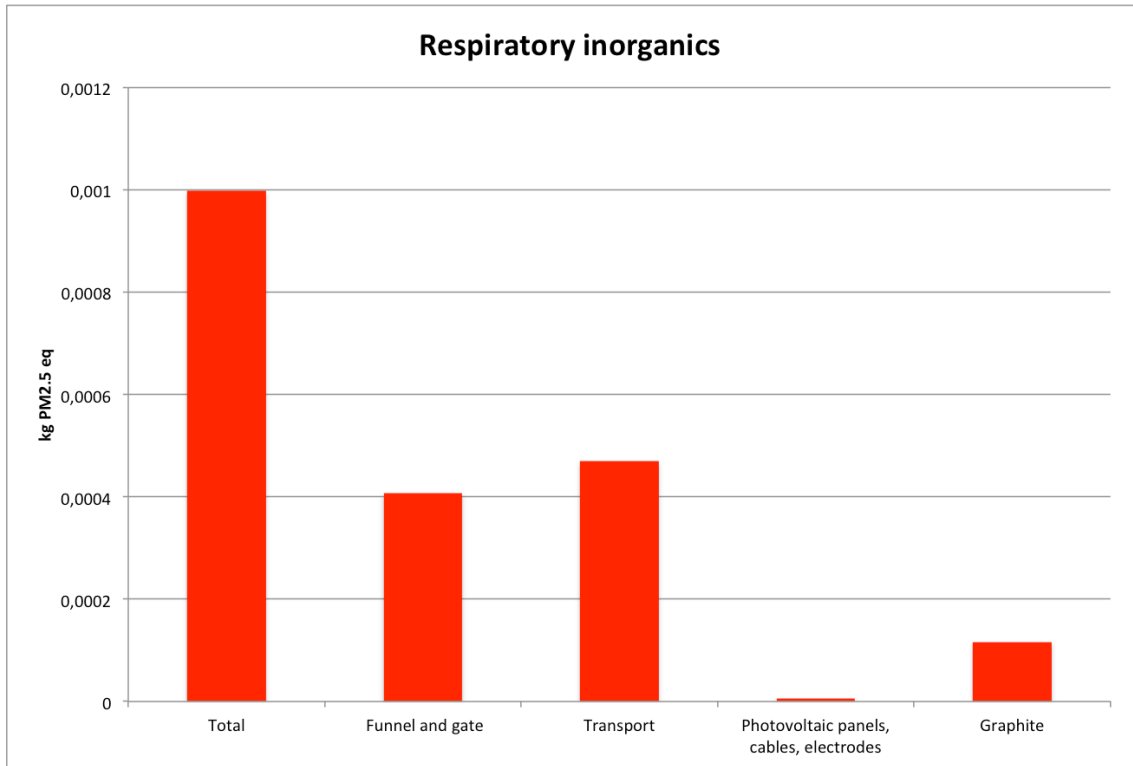
**Tabella 24 Risultati per la fase di caratterizzazione del ciclo di vita per il sistema BER (Impact 2002+)**

Dai dati riportati in Tabella 24 sono stati estrapolati quelli relativi alle categorie d'impatto emerse come più impattanti dalla fase di normalizzazione al fine di fornire una caratterizzazione dettagliata e procedere all'individuazione dei processi più critici.



**Figura 33 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria GWP**

Il grafico in Figura 33 indica come responsabile di due terzi delle emissioni di CO<sub>2</sub> del sistema bioelettrochimico sia il processo di costruzione di barriera e funnel. Un contributo rilevante è dato anche dai processi di trasporto mentre la produzione del medium (grafite) fornisce meno di un decimo delle emissioni stimate.



**Figura 34** Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria particolato inorganico

In Figura 34 è possibile vedere come i trasporti incidano per quasi il 50% delle emissioni di particolato: i processi legati alla costruzione contribuiscono per un altro 40%, il processo di produzione della grafite per il restante 10%.

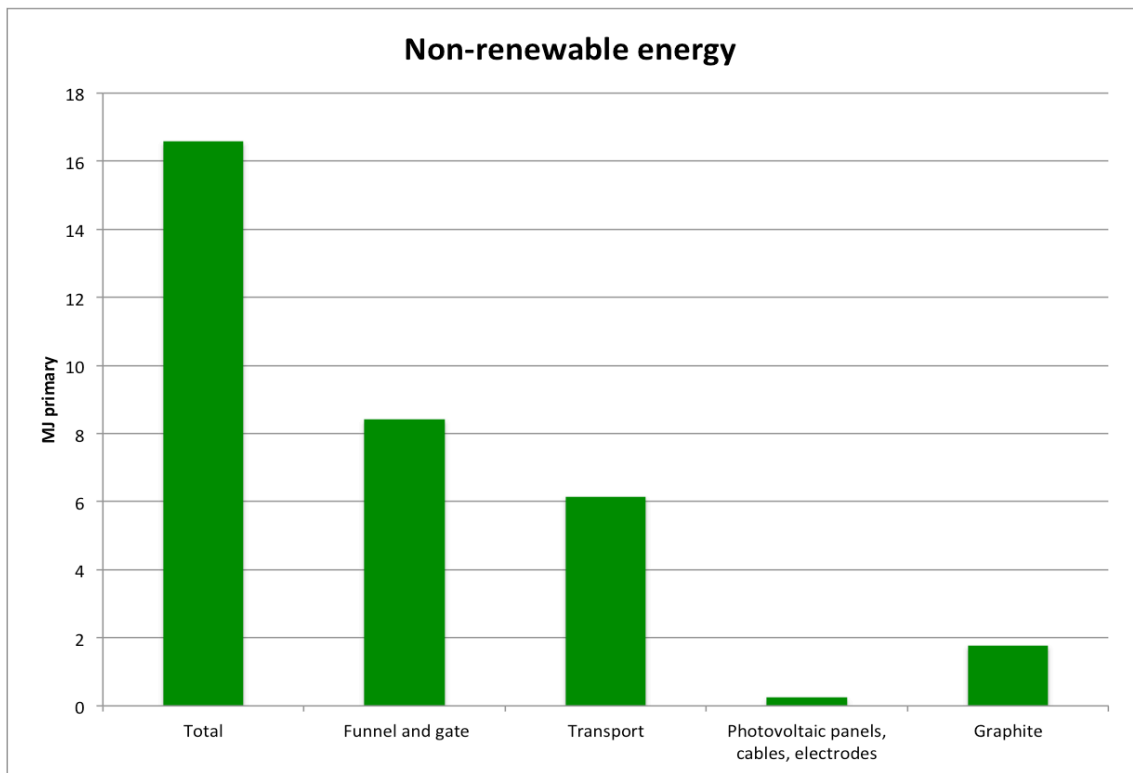


Figura 35 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Non renewable energy

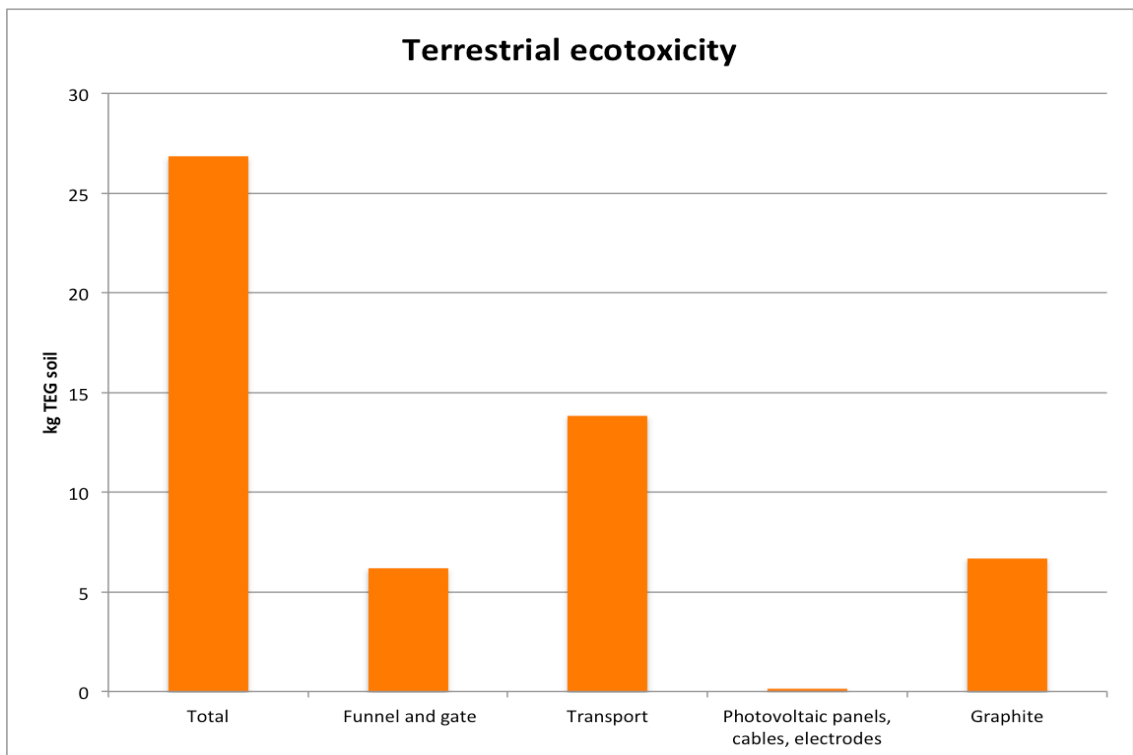


Figura 36 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Terrestrial ecotoxicity

Il grafico in Figura 35 mostra come i processi di costruzione della PRB siano i maggiori responsabili per il consumo di energie non rinnovabili con il 50% degli impatti totali a loro carico. I trasporti contribuiscono per un altro 40 % mentre il processo di produzione della grafite si attesta attorno al 10% degli impatti totali. In Figura 36 invece è possibile verificare come i trasporti siano i maggiori responsabili per gli impatti nella categoria di ecotossicità terrestre con circa il 50% del punteggio totale. La produzione della grafite e i processi di costruzione della barriera e del funnel rappresentano praticamente alla pari il secondo contributo per rilevanza con il 20% circa ciascuno.

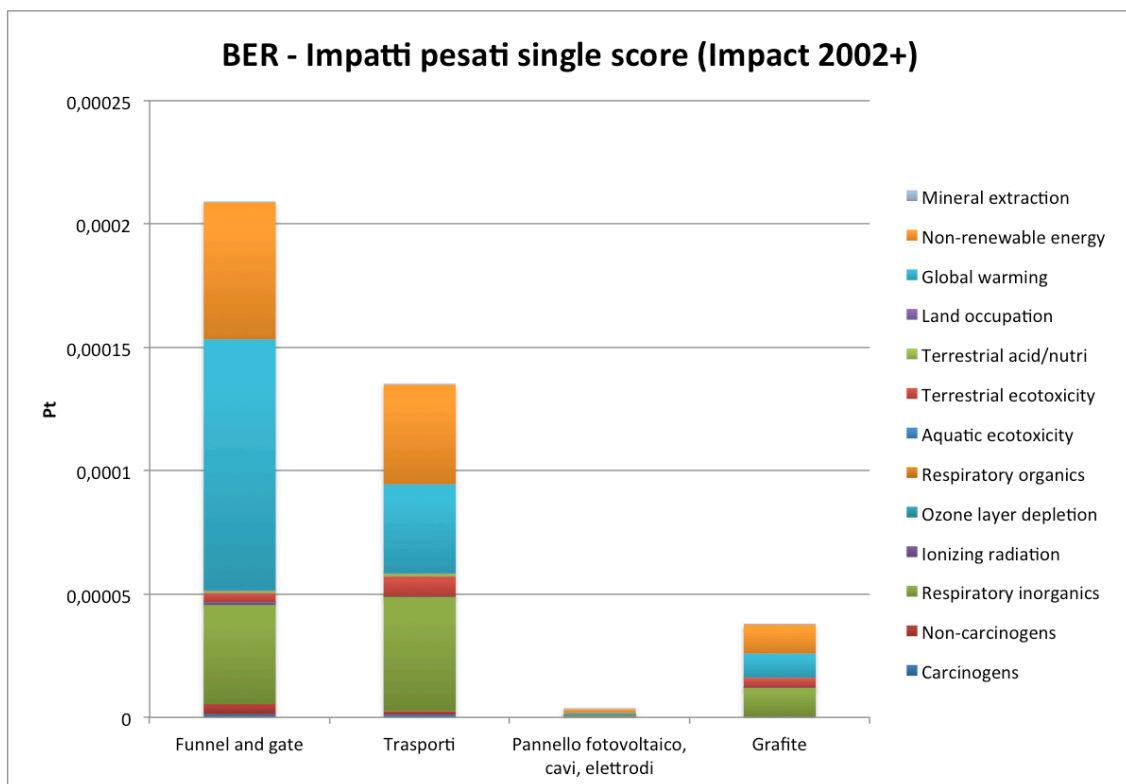


Figura 37 Grafico risultati pesati single score per il sistema BER (Impact 2002+)

### 5.3.2 Impatti PRB

Per il dimensionamento del sistema PRB si rimanda al paragrafo 5.2.2. Di seguito verranno presentati i risultati di normalizzazione, caratterizzazione e pesatura calcolati prima con il metodo EDIP/UMIP 97 e successivamente tramite Impact 2002+.

### 5.3.2.1 Impatti calcolati tramite EDIP/UMIP 97

<b>Impact category</b>	<b>Total</b>
Global warming (GWP 100)	0,000291751
Ozone depletion	1,80583E-06
Acidification	0,000149039
Eutrophication	0,000287354
Photochemical smog	3,58178E-05
Ecotoxicity water chronic	0,008933061
Ecotoxicity water acute	0,010910711
Ecotoxicity soil chronic	4,09451E-05
Human toxicity air	0,000174176
Human toxicity water	0,005340293
Human toxicity soil	0,003530303
Bulk waste	0,00350365
Hazardous waste	2,11377E-06
Radioactive waste	0,002262144
Slags/ashes	8,12272E-07

Tabella 25 Risultati per la fase di normalizzazione del ciclo di vita per il sistema PRB (EDIP/UMIP 97)

In Tabella 25 vengono presentati i valori di normalizzazione per le categorie d'impatto considerate dal metodo EDIP/UMIP 97. Di queste verranno prese in considerazione per l'approfondimento in fase di caratterizzazione solo quelle risultate più impattanti.

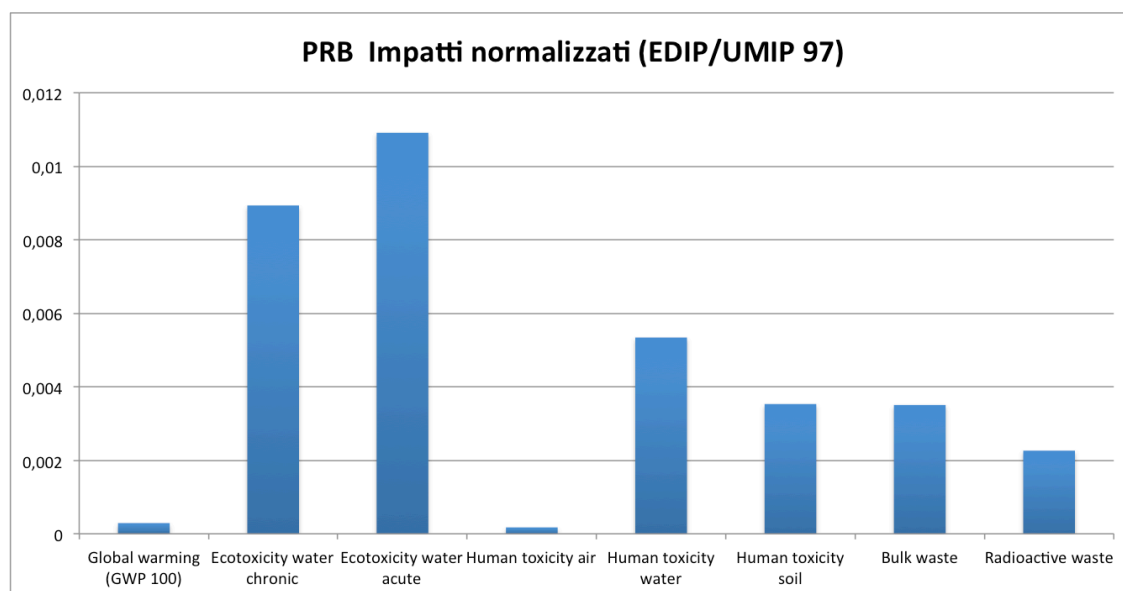


Figura 38 Grafico per i risultati di normalizzazione (EDIP/UMIP 97)

Il grafico in Figura 38 ci mostra la predominanza delle categorie di ecotossicità e tossicità per l'uomo sulla performance globale del sistema; apprezzabile anche il contributo di rifiuti ingombranti e radioattivi, mentre il contributo della categoria del global warming appare modesto. Procedendo con la fase di

caratterizzazione sarà possibile evidenziare i processi responsabili per le categorie d'impatto selezionate.

<b>Impact category</b>	<b>Unit</b>	<b>Total</b>
Global warming (GWP 100)	g CO2	2536,967242
Ozone depletion	g CFC11	0,000185976
Acidification	g SO2	11,03993108
Eutrophication	g NO3	34,2087696
Photochemical smog	g ethene	0,89544506
Ecotoxicity water chronic	m3	3145,443844
Ecotoxicity water acute	m3	317,1718183
Ecotoxicity soil chronic	m3	39,37028938
Human toxicity air	m3	532646,9269
Human toxicity water	m3	278,1402665
Human toxicity soil	m3	0,448577239
Bulk waste	kg	4,728272508
Hazardous waste	kg	4,37634E-05
Radioactive waste	kg	7,90959E-05
Slags/ashes	kg	0,000284011

Tabella 26 Risultati per la fase di caratterizzazione per il sistema PRB (EDIP/UMIP 97)

Dai dati presentati in Tabella 26 sono stati estrapolati quelli relativi alla caratterizzazione delle categorie d'impatto evidenziate in fase di normalizzazione (Figura 38). Di seguito verranno presentati nel dettaglio i contributi dei singoli processi alle categorie d'impatto selezionate.

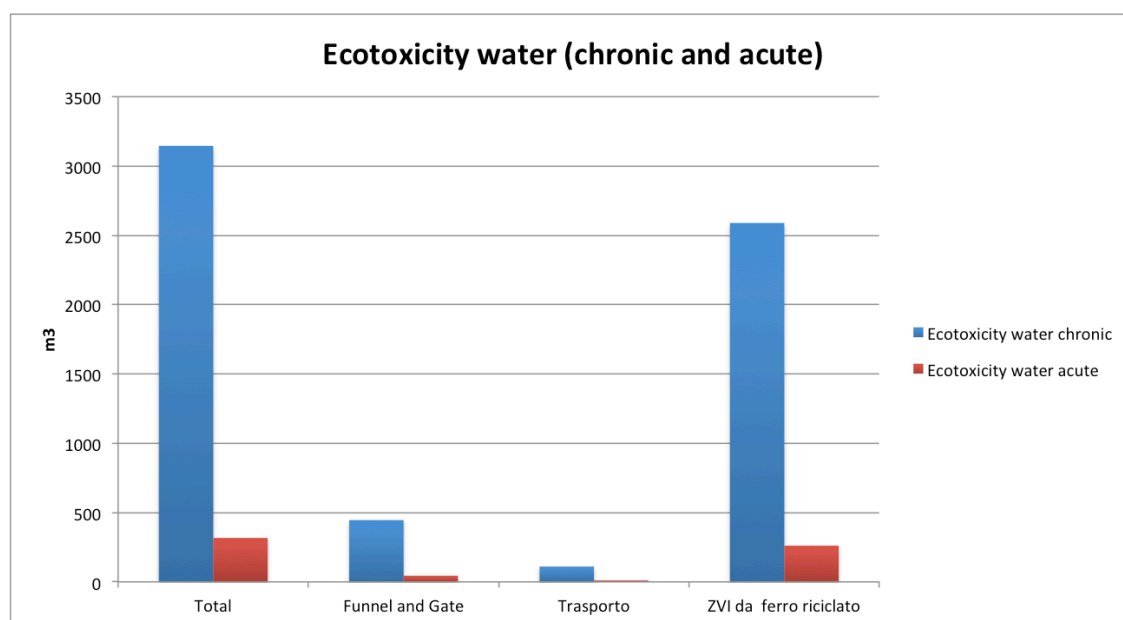
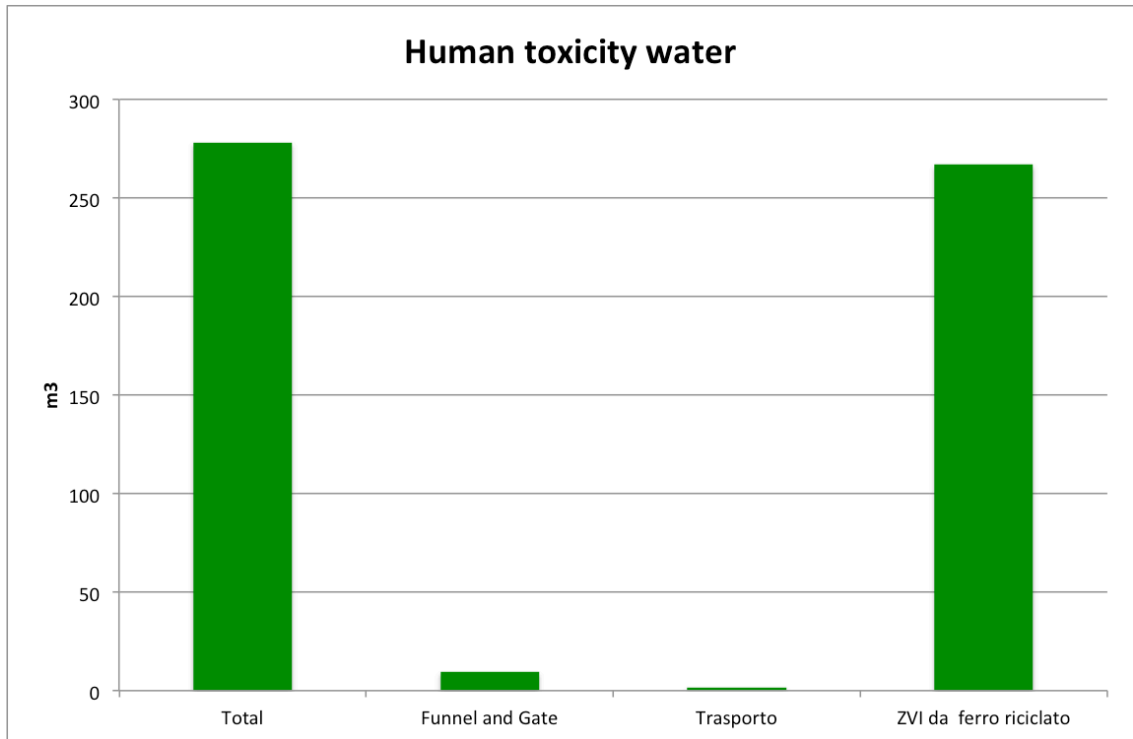
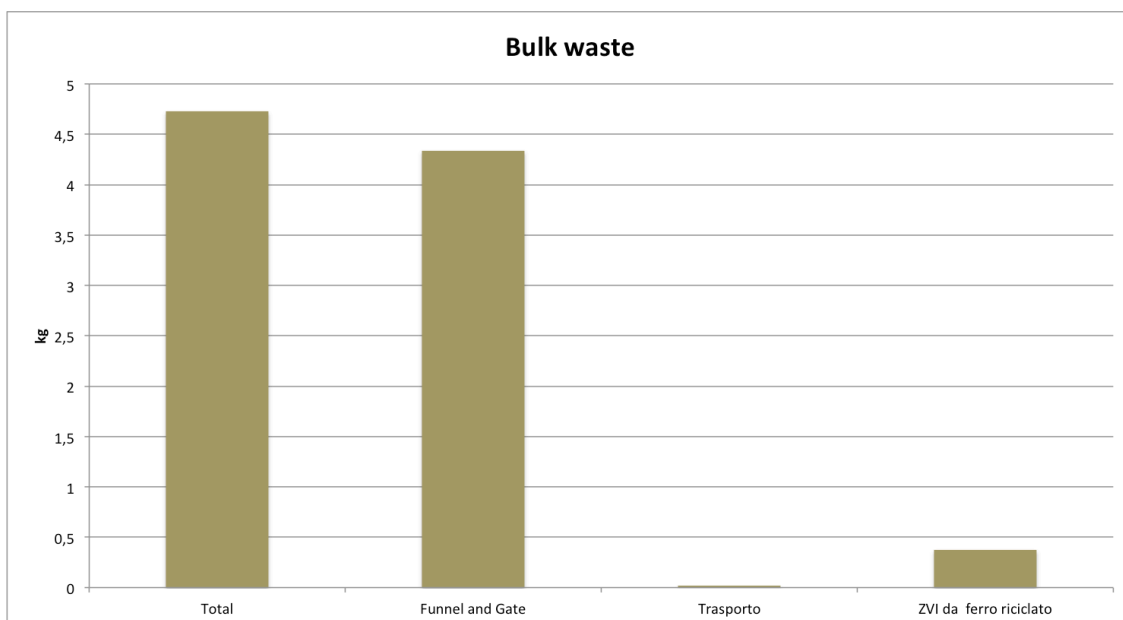


Figura 39 Dettaglio risultati di caratterizzazione per le categorie Ecotoxicity (chronic and acute)



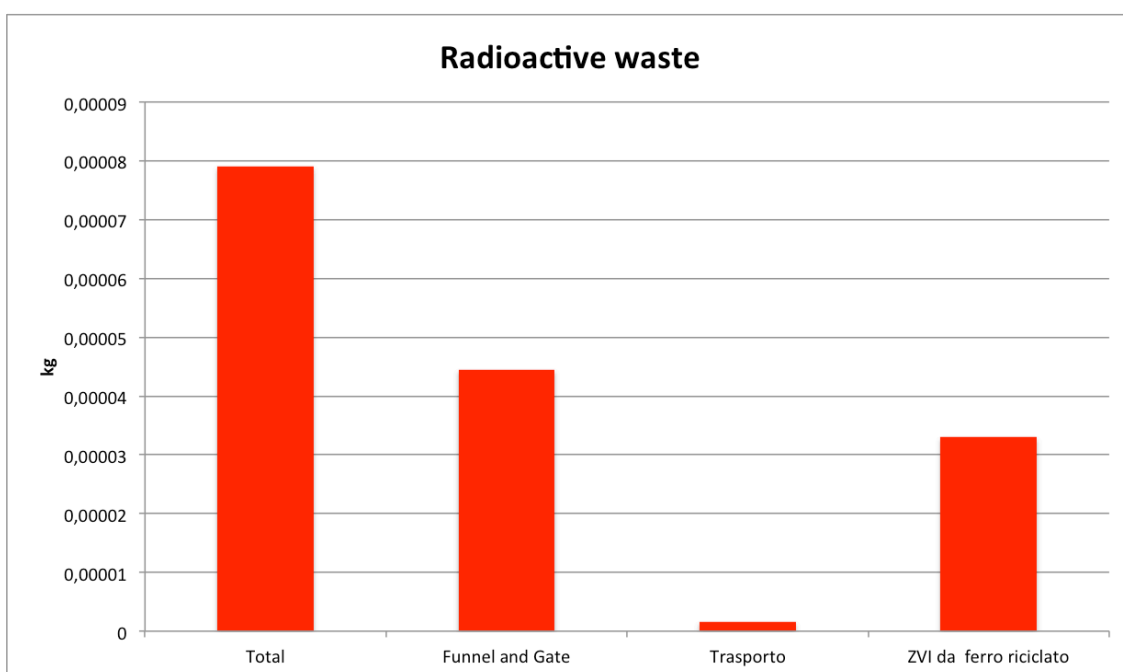
**Figura 40** Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria human toxicity water

In Figura 39 e Figura 40 vengono mostrati i risultati per le categorie di ecotossicità e tossicità umana nel compartimento acqua. In entrambi i casi la predominanza assoluta è data dal contributo del processo di produzione del medium reattivo (ferro ZVI riciclato), sebbene nelle categorie eco sia apprezzabile anche un piccolo contributo dal processo di costruzione di barriere e funnel. Questo risultato è riconducibile alla complessa lavorazione industriale del ferro e alle emissioni che questa porta con sé; si ricorda tuttavia come le categorie di tossicità non siano ritenute totalmente attendibili dall'ILCD.



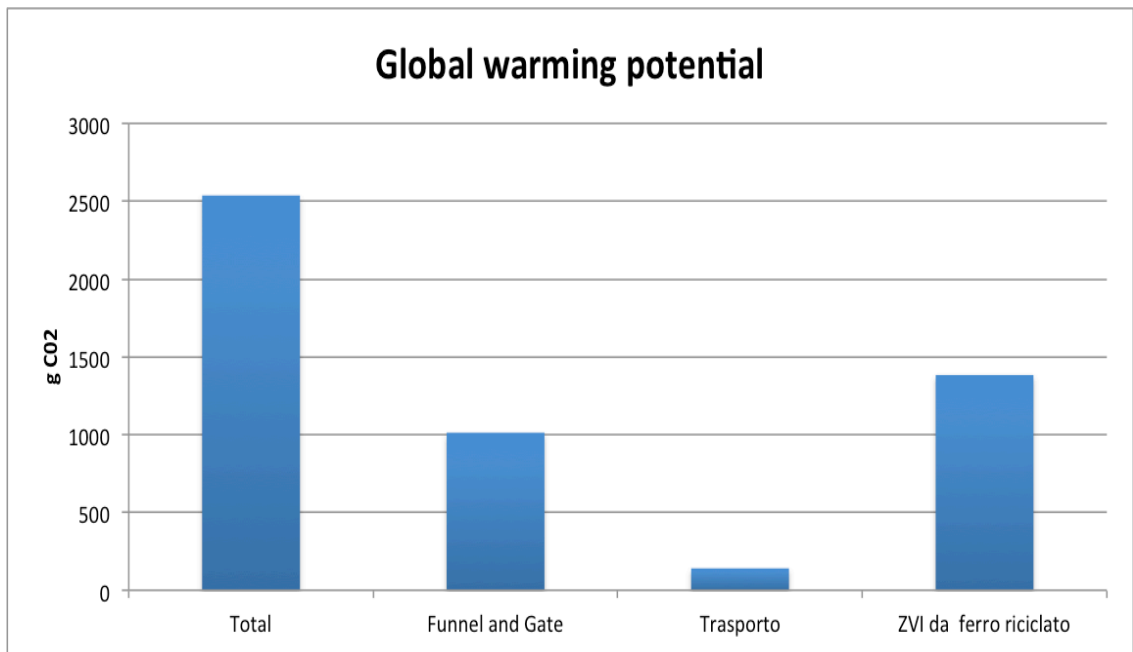
**Figura 41** Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria bulk waste

Come si può vedere in Figura 41 il processo di costruzione del sistema PRB contribuisce per il 95 % circa degli impatti per la categoria rifiuti ingombranti, con un appena apprezzabile apporto da parte del processo di produzione del medium della barriera.



**Figura 42** Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Radioactive waste





**Figura 43** Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria GWP

Il grafico in Figura 42 mostra come i contributi più rilevanti per la categoria rifiuti radioattivi provengano dal processo di costruzione di barriera e funnel e dalla produzione del ferro ZVI: trascurabile in questo caso l'apporto dei trasporti.

In Figura 43 viene evidenziato come la produzione del ferro ZVI e il processo di costruzione della PRB siano i maggiori responsabili per le emissioni di CO<sub>2</sub>, con un contributo secondario da parte dei trasporti.

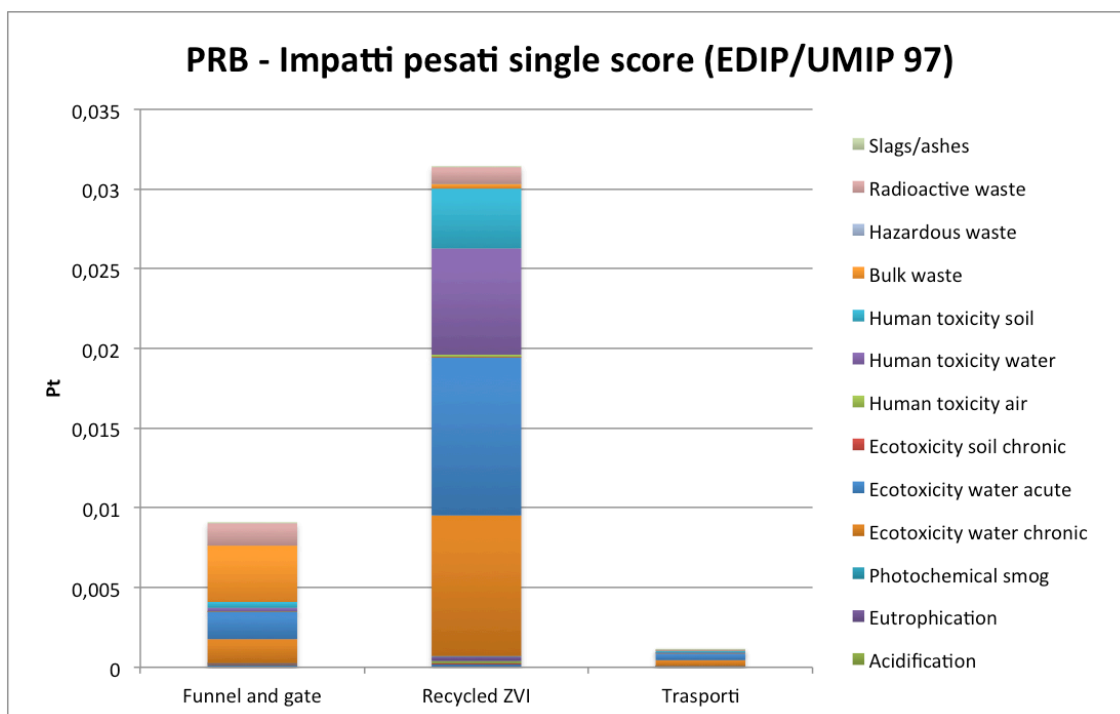


Figura 44 Impatti pesati single score per il sistema PRB (EDIP/UMIP 97)

Il riepilogo degli impatti pesati raggruppati per singolo processo in Figura 44 mostra un'evidente predominanza della produzione del ferro ZVI riciclato, utilizzato come medium reattivo, rispetto alle altre voci di inventario: il processo di costruzione di funnel e gate contribuisce per un 20%, circa mentre il contributo dei trasporti rimane pressochè trascurabile.

### 5.3.2.2 Impatti calcolati tramite IMPACT 2002+

<b>Impact category</b>	<b>Total</b>
Carcinogens	0,000110255
Non-carcinogens	4,13116E-05
Respiratory inorganics	0,000242074
Ionizing radiation	1,77314E-06
Ozone layer depletion	2,88367E-08
Respiratory organics	2,84071E-07
Aquatic ecotoxicity	7,68222E-07
Terrestrial ecotoxicity	4,92974E-05
Terrestrial acid/nutri	4,34655E-06
Land occupation	7,66762E-07
Global warming	0,00024982
Non-renewable energy	0,000215588
Mineral extraction	1,20686E-07

Tabella 27 Risultati per la fase di normalizzazione del ciclo di vita per il sistema PRB (Impact 2002+)

I dati per la fase di normalizzazione riportati in Tabella 27 sono stati utilizzati per individuare le categorie più rilevanti in termini di impatto ambientale. Queste ultime verranno approfondite in fase di caratterizzazione, al fine di evidenziare i processi più impattanti.

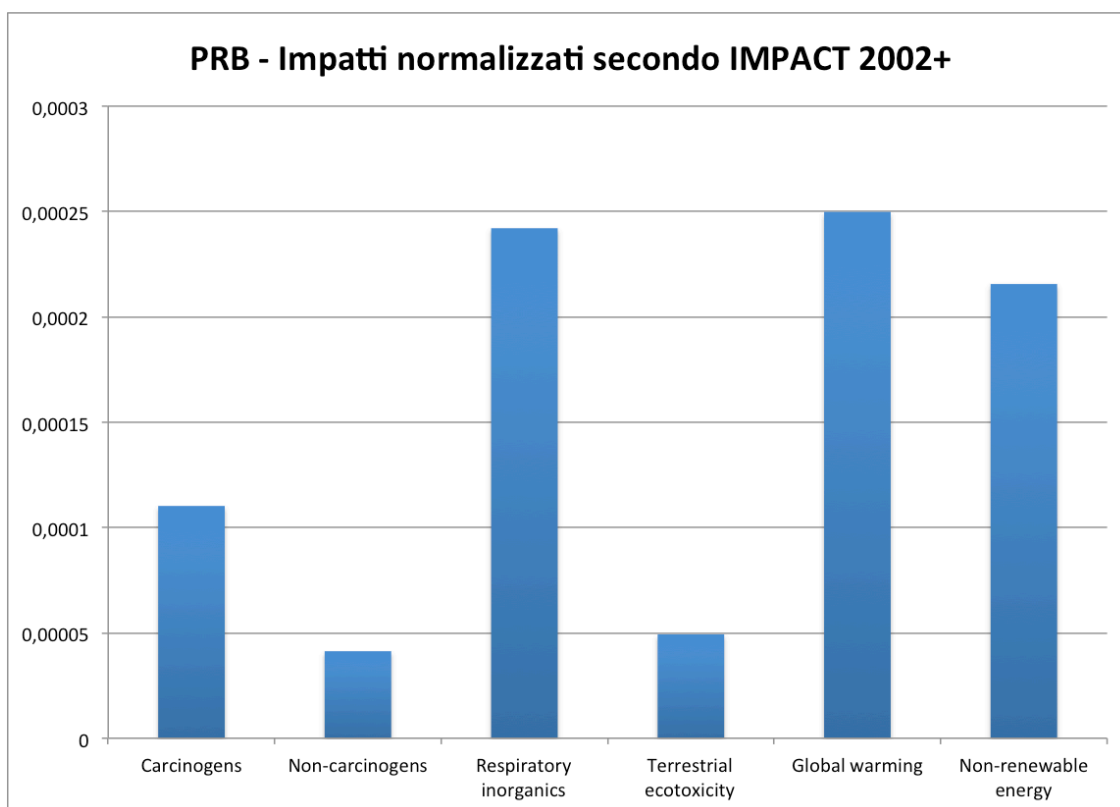


Figura 45 Grafico per i risultati di normalizzazione del sistema PRB

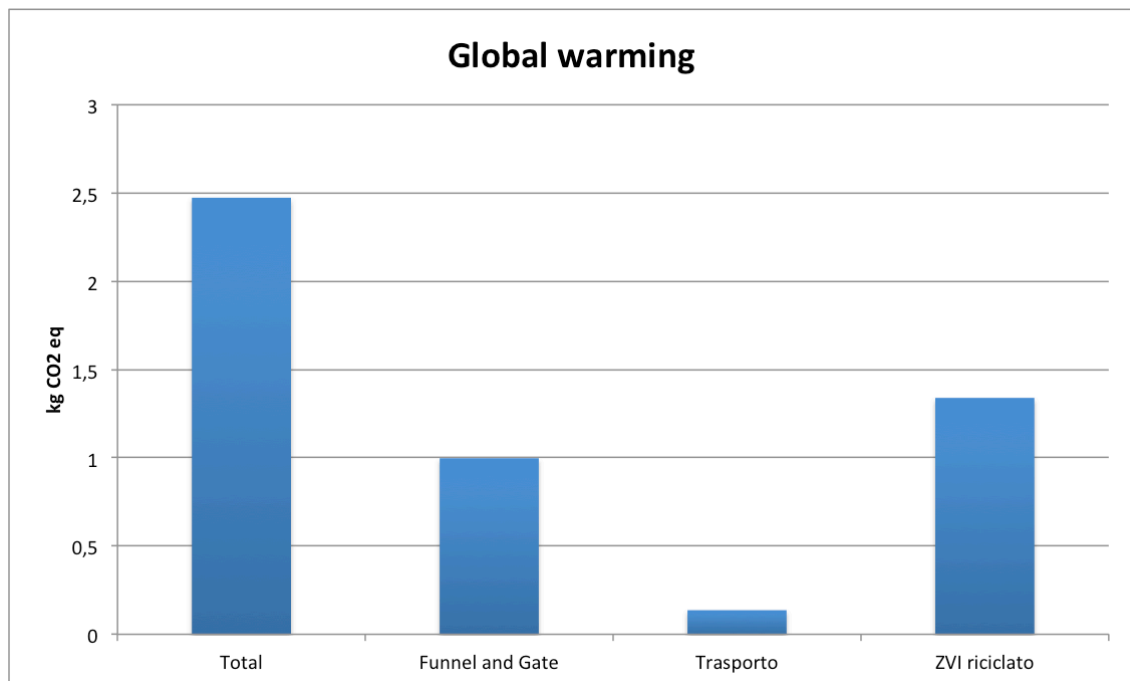
Dal grafico in Figura 45 è possibile individuare nelle categorie Global warming, Energie non rinnovabili e Particolato inorganico le più significative a livello di impatti; tuttavia anche le categorie Sostanze cancerogene, Non cancerogene ed Ecotossicità terrestre apportano un contributo non trascurabile. Di seguito verrà fornita un'analisi dettagliata di ciascuna, al fine di individuare i processi più impattanti.

<b>Impact category</b>	<b>Unit</b>	<b>Total</b>
Carcinogens	kg C2H3Cl eq	0,279267482
Non-carcinogens	kg C2H3Cl eq	0,104639302
Respiratory inorganics	kg PM2.5 eq	0,002452624
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	59,88330136
Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	1,94777E-07
Respiratory organics	kg C2H4 eq	0,000945863
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	209,633199
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil	85,37374641
Terrestrial acid/nutri	kg SO2 eq	0,057251737

Land occupation	m2org.arable	0,009636317
Aquatic acidification	kg SO2 eq	0,011067857
Aquatic eutrophication	kg PO4 P-lim	0,000301994
Global warming	kg CO2 eq	2,473467502
Non-renewable energy	MJ primary	32,76414242
Mineral extraction	MJ surplus	0,018341316

**Tabella 28 Risultati di caratterizzazione per il sistema PRB (Impact 2002+)**

Dai risultati di caratterizzazione espressi in Tabella 28 sono stati estrapolati i dati delle categorie d'impatto considerate più significative al fine di analizzare i contributi dei singoli processi nei grafici di dettaglio.



**Figura 46 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria GWP**

In Figura 46 è possibile vedere come il maggior responsabile per le emissioni di CO<sub>2</sub> sia il processo di produzione del medium reattivo (ZVI); un impatto significativo è prodotto anche dalla costruzione di barriera e funnel, mentre i trasporti forniscono un contributo minoritario.

I grafici di Figura 47 e Figura 48 (che illustrano in dettaglio gli impatti di caratterizzazione rispettivamente per la categoria delle energie non rinnovabili e del particolato inorganico) presentano una situazione simile; anche in questo caso il processo più impattante risulta essere la produzione del ferro ZVI incidendo per il 70 (nel caso delle energie non rinnovabili) e 75% (nel caso del particolato) del punteggio totale.

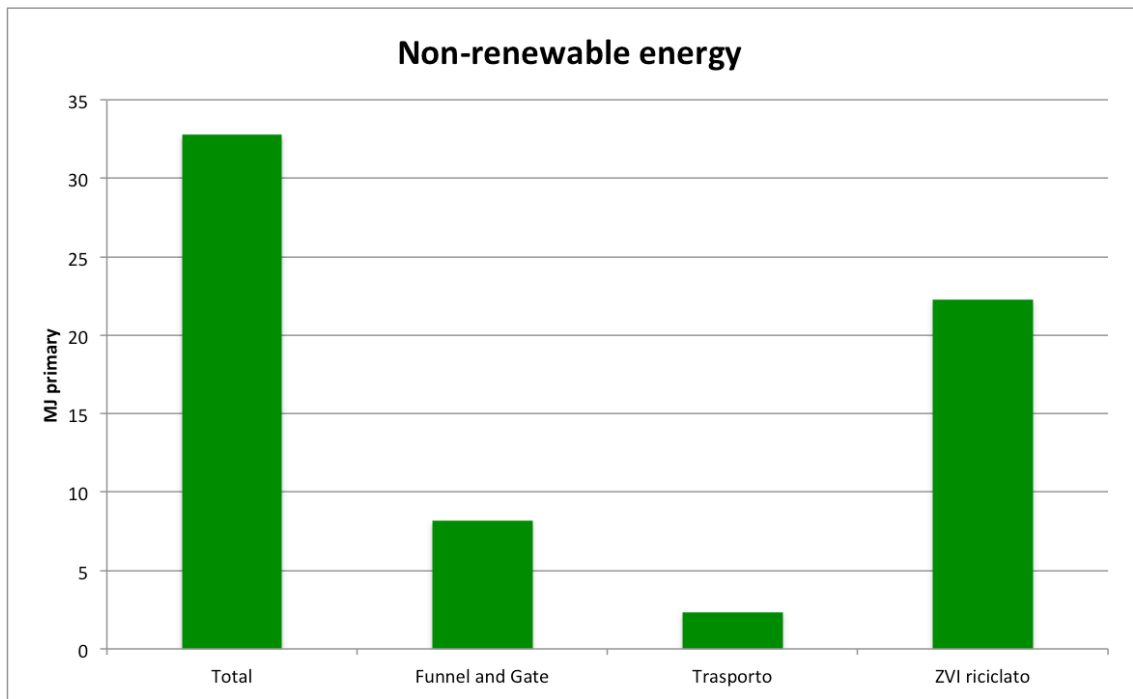


Figura 47 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Non renewable energy

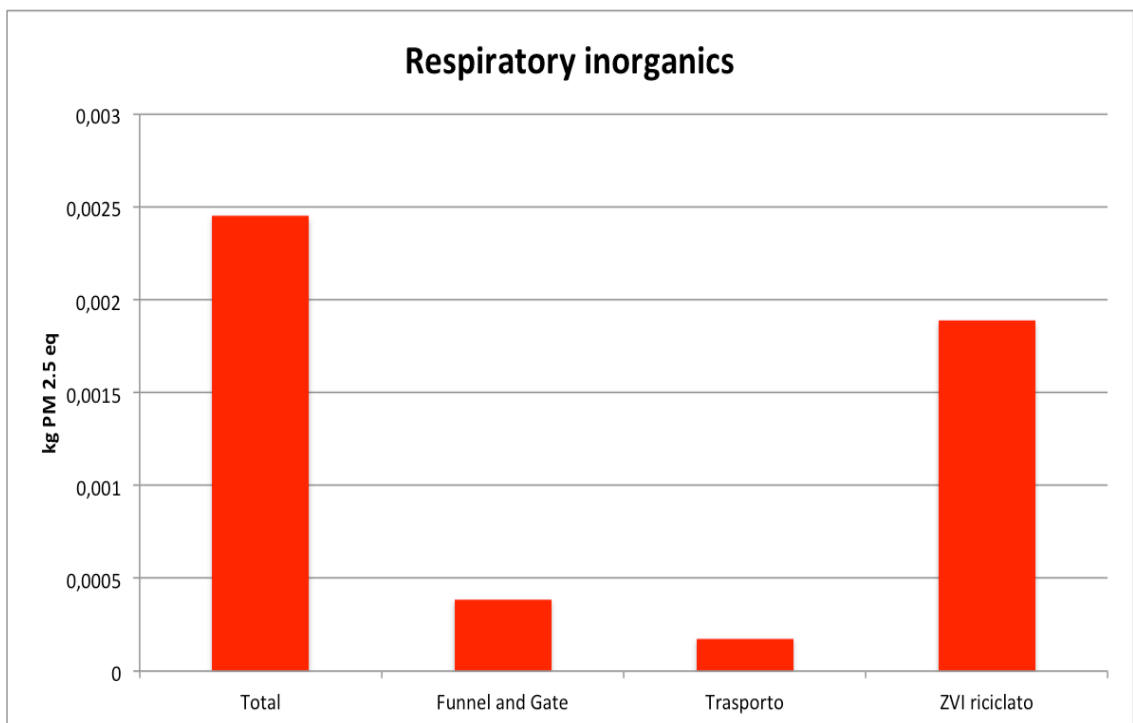
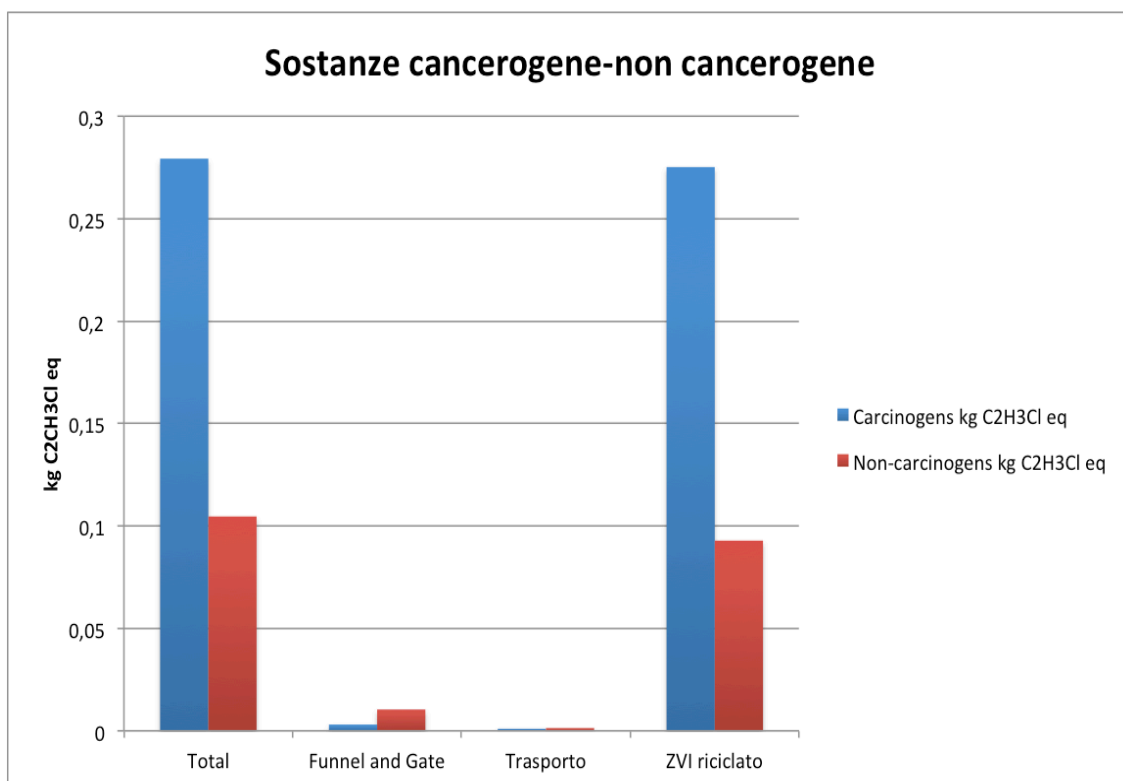
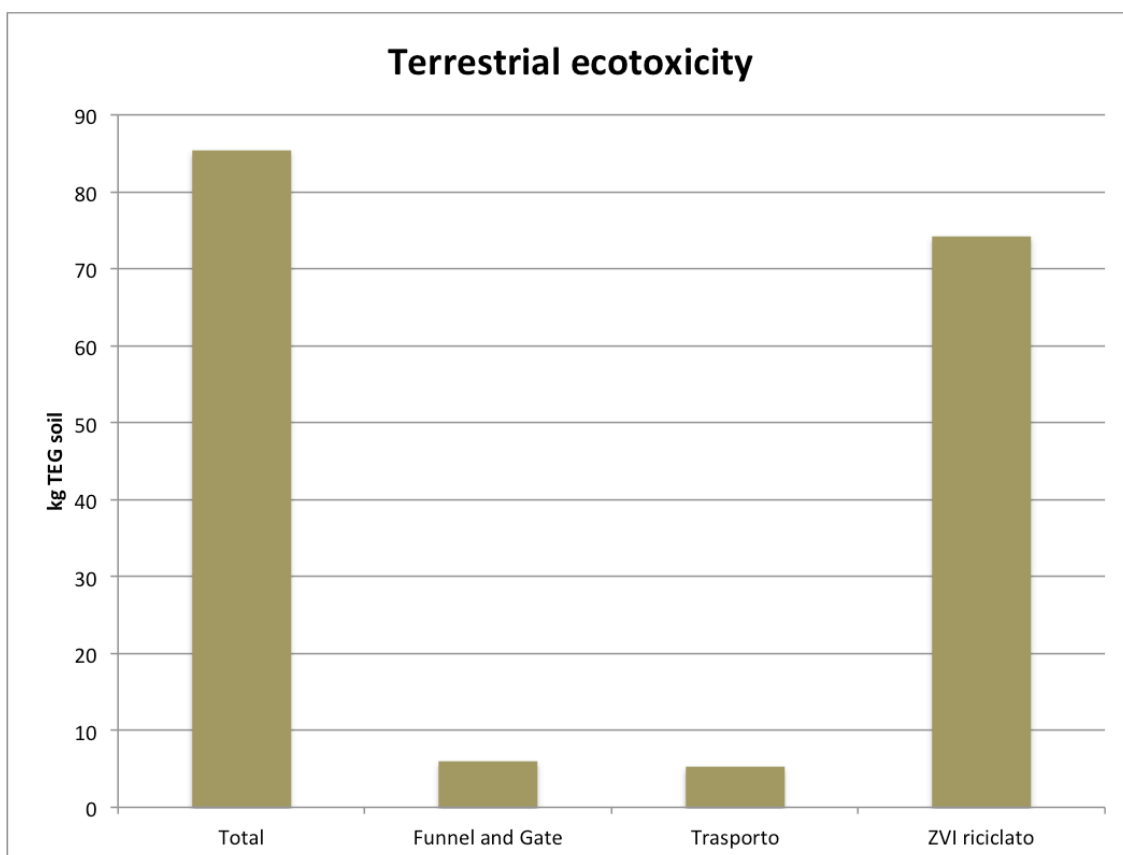


Figura 48 Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Respiratory inorganics



**Figura 49** Dettaglio risultati di caratterizzazione per le categorie Carcinogens-non carcinogens



**Figura 50** Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria terrestrial ecotoxicity

In Figura 49 viene evidenziato come la responsabilità per il 95% degli impatti nella categoria energie non rinnovabili sia da attribuire al processo di produzione del ferro ZVI, con contributi pressochè trascurabili da parte dei processi di costruzione del sistema e dei trasporti; stessa situazione si riscontra in Figura 50 per quanto riguarda l'ecotossicità terrestre, anche se in questo caso il contributo dei processi di costruzione della barriera e di trasporto è apprezzabile, benché ridotto.

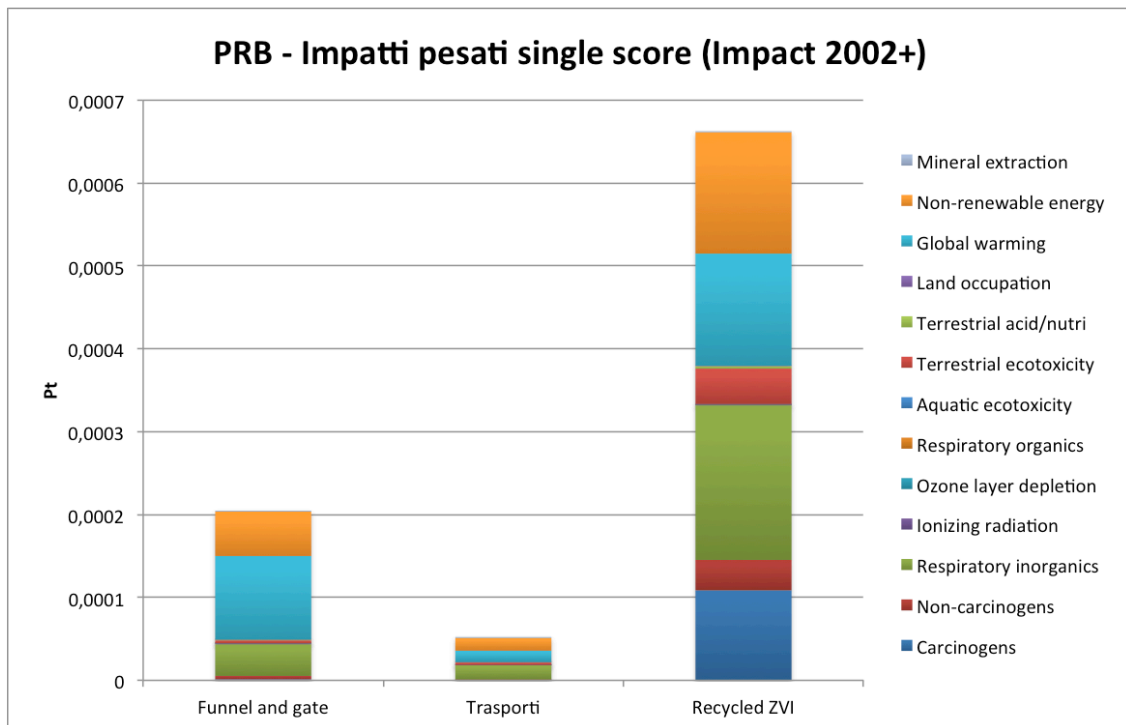


Figura 51 Impatti pesati single score per il sistema PRB (Impact 2002+)

Il grafico in Figura 51 presenta una panoramica degli impatti pesati, raggruppati per contributo dei singoli processi. Viene sostanzialmente confermata la gerarchia già evidenziata in fase di caratterizzazione, con il processo di produzione del medium reattivo (ZVI) che sovrasta in punteggio i contributi di costruzione funnel and gate e trasporti.

### 5.3.3 Impatti PTS

In questo paragrafo vengono presentati i risultati ottenuti per il sistema Pump and treat il cui dimensionamento ed inventario sono stati descritti nel paragrafo 5.2.3. Verranno presentati i risultati di normalizzazione, caratterizzazione e

pesatura per il sistema considerato, evidenziando le categorie di impatto più rilevanti e le voci di inventario più pesanti in termini di impatti totali.

### 5.3.3.1 Impatti ottenuti tramite il metodo di calcolo EDIP/UMIP 97

<b>Impact category</b>	<b>Total</b>
Global warming (GWP 100)	0,000141606
Ozone depletion	1,03558E-06
Acidification	6,32711E-05
Eutrophication	0,000256775
Photochemical smog	1,31827E-05
Ecotoxicity water chronic	0,011753927
Ecotoxicity water acute	0,020624006
Ecotoxicity soil chronic	1,89196E-05
Human toxicity air	6,65205E-05
Human toxicity water	0,000987033
Human toxicity soil	0,001236893
Bulk waste	0,000507181
Hazardous waste	1,67775E-06
Radioactive waste	0,000495217
Slags/ashes	5,12307E-06

Tabella 29 Risultati per la fase di normalizzazione del ciclo di vita del sistema Pump and Treat (EDIP/UMIP 97)

Nella Tabella 29 è possibile visualizzare i valori normalizzati per le categorie d'impatto considerate da EDIP/UMIP 97. Al fine di rendere più agevole l'interpretazione, nell'elaborazione del grafico correlato sono stati eliminati i contributi delle categorie d'impatto inferiori di due ordini di grandezza rispetto alle altre.



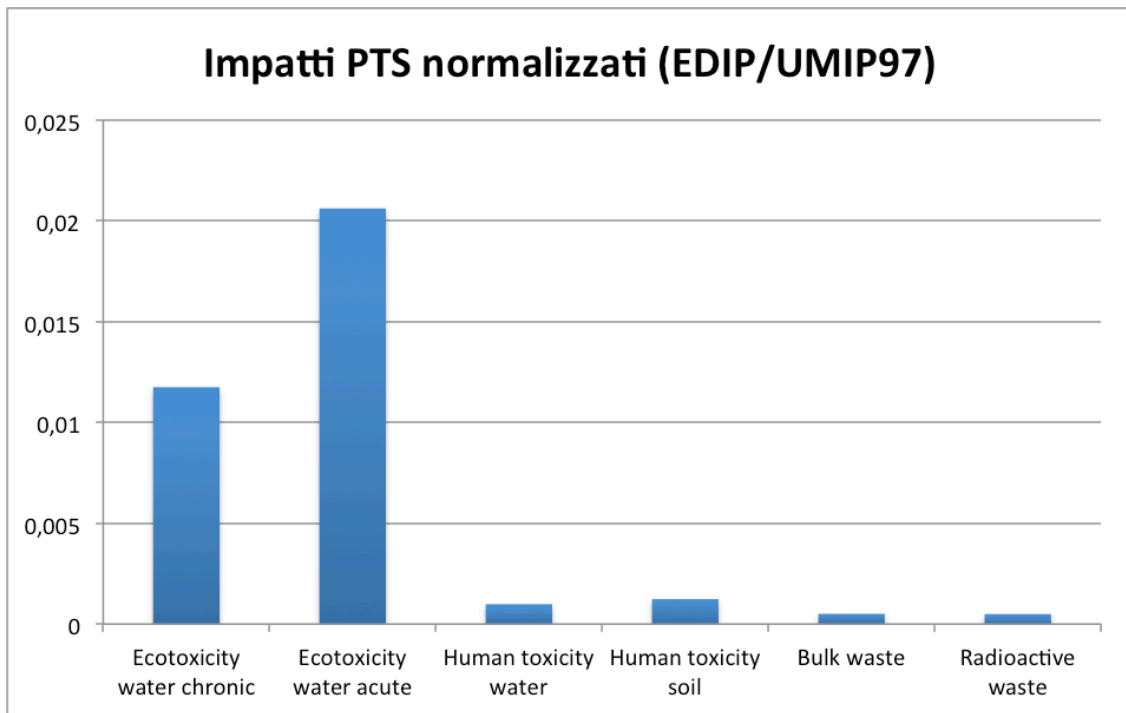


Figura 52 Grafico per i risultati di normalizzazione

Dal grafico è possibile constatare come le categorie Ecotoxicity (chronic ed acute) siano di circa un ordine di grandezza più impattanti rispetto alle altre. Andando ad analizzare nel dettaglio la caratterizzazione di ciascuna categoria, sarà possibile identificare i processi responsabili per questo divario. Come già evidenziato nei commenti per i risultati del sistema BER, questa predominanza va valutata con cautela, dato il giudizio di poca affidabilità espresso dall'ILCD nei confronti delle categorie di tossicità.

<b>Impact category</b>	<b>Unit</b>	<b>Total</b>
Global warming (GWP 100)	g CO2	1231,35783
Ozone depletion	g CFC11	0,000106651
Acidification	g SO2	4,686748113
Eutrophication	g NO3	30,56849789
Photochemical smog	g ethene	0,329566625
Ecotoxicity water chronic	m3	4138,706787
Ecotoxicity water acute	m3	599,5350453
Ecotoxicity soil chronic	m3	18,19192791
Human toxicity air	m3	203426,6999
Human toxicity water	m3	51,40796444
Human toxicity soil	m3	0,157165624
Bulk waste	kg	0,684455203

Hazardous waste	kg	3,4736E-05
Radioactive waste	kg	1,73153E-05
Slags/ashes	kg	0,001791283

Tabella 30 Impatti di caratterizzazione per il sistema PTS (EDIP/UMIP 97)

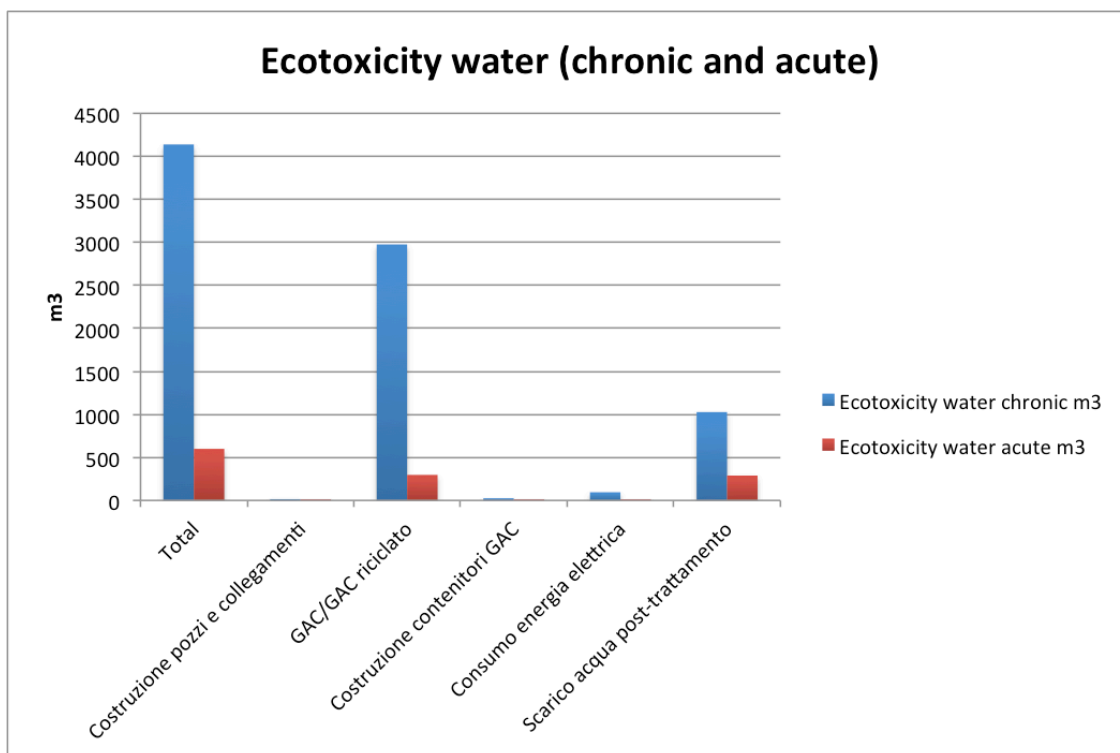
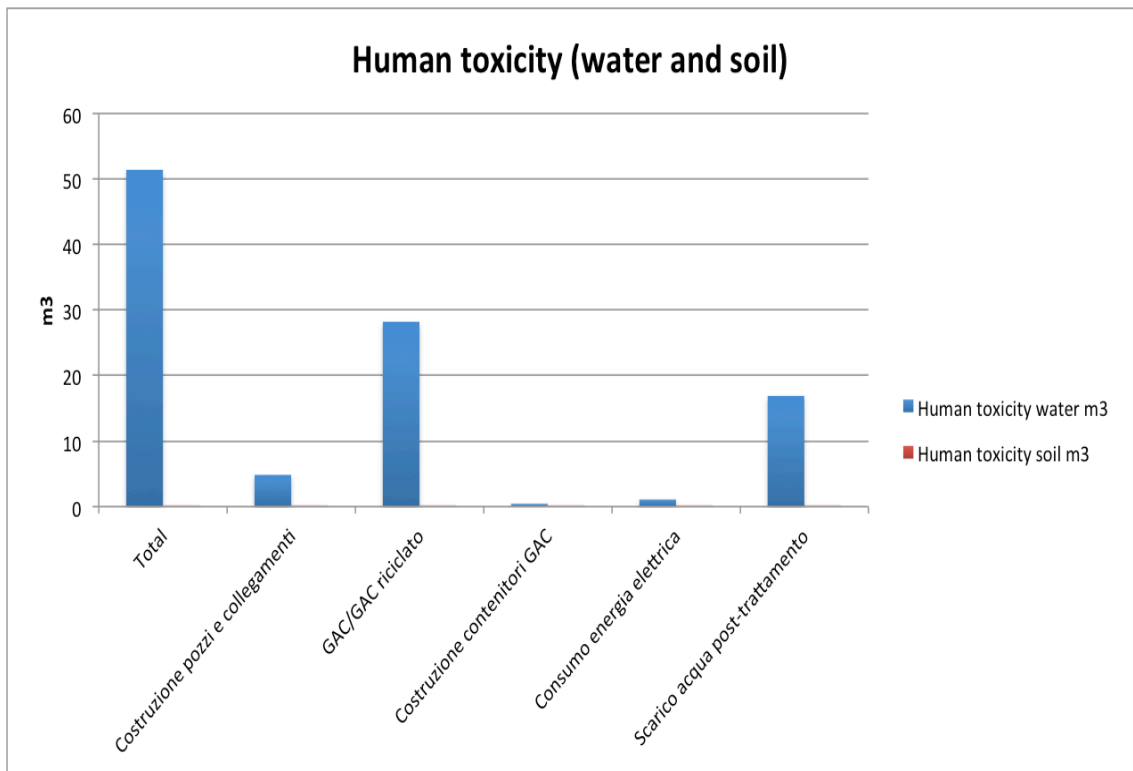
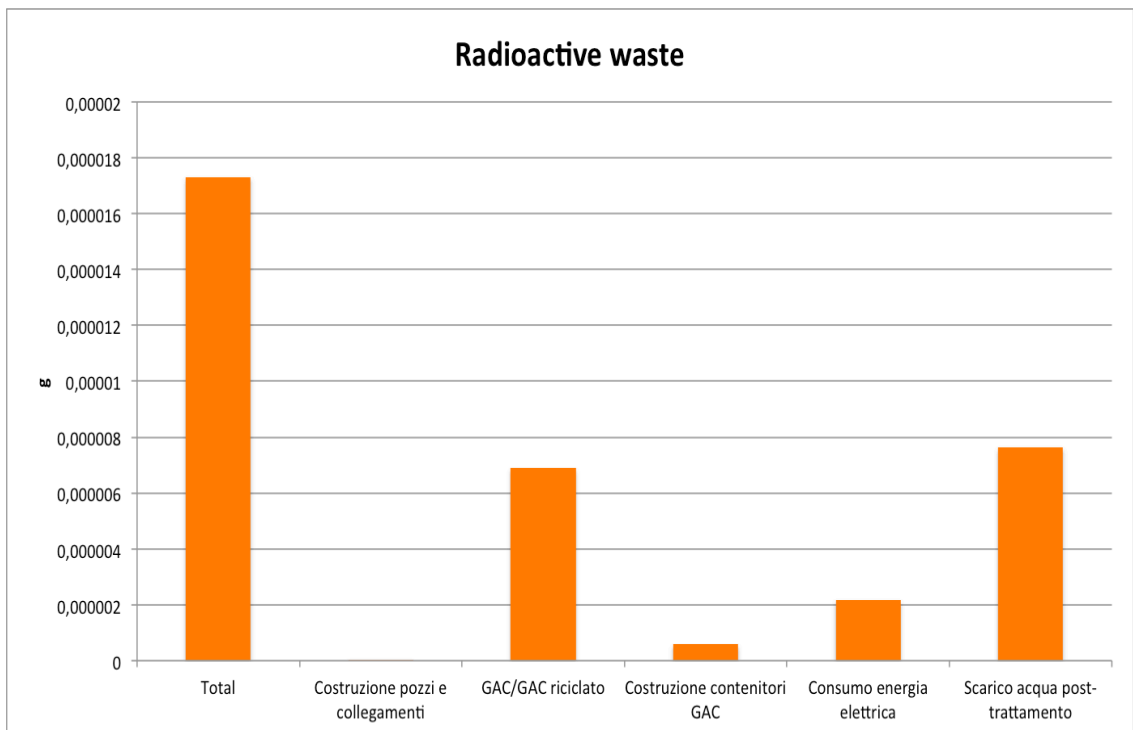


Figura 53 Dettaglio risultati di caratterizzazione per le categorie ecotoxicity

In Figura 53 vengono mostrati nel dettaglio i contributi alle categorie di impatto di ecotossicità acquatica cronica ed acuta, che presentano un andamento simile anche se diverso nei valori numerici. Si può immediatamente rilevare come l'80% degli impatti sia imputabile ai processi di produzione dei carboni attivi vergini e riciclati, mentre l'unico altro contributo significativo viene dal processo di scarico dell'acqua post-trattamento.



**Figura 54** Dettaglio risultati di caratterizzazione per le categorie Human Toxicity

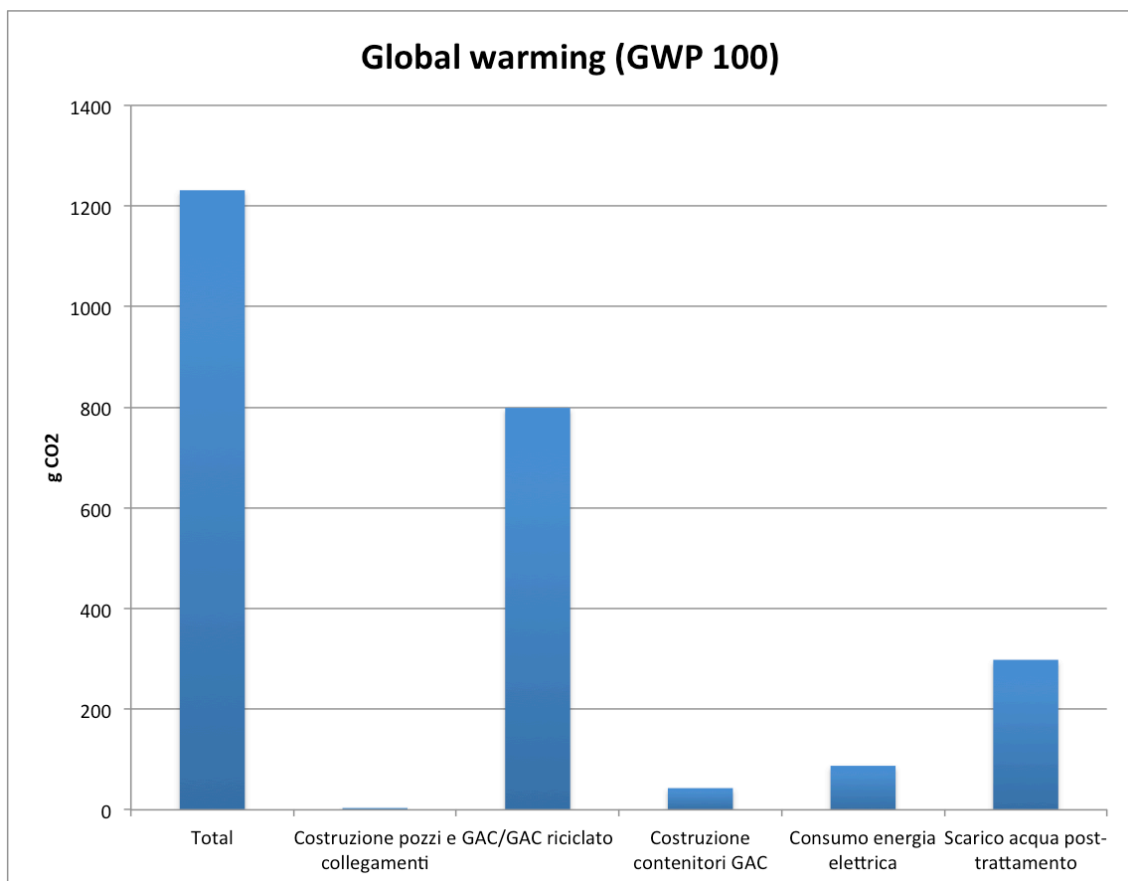


**Figura 55** Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Radioactive waste

In Figura 54 viene mostrato il dettaglio dei risultati di caratterizzazione per le categorie di tossicità umana in acqua e nel terreno. Gli impatti di quest'ultima

sono talmente piccoli numericamente da risultare pressochè invisibili nel confronto con la categoria di tossicità in acqua. I maggiori responsabili sono i processi di GAC/GAC riciclato e di smaltimento dell'acqua post-trattamento.

In Figura 55 invece è possibile notare come il contributo maggiore alla produzione di rifiuti radioattivi arrivi dal processo di scarico di acqua a valle del trattamento, praticamente ex aequo con il processo di produzione dei carboni attivi (i due processi insieme producono l'80% del punteggio totale). Si può inoltre apprezzare l'apporto dei consumi energetici che contribuisce per il 15% circa degli impatti totali.



**Figura 56** Dettaglio risultati di caratterizzazione per la categoria Global Warming Potential

Il grafico in Figura 56 ci fornisce i contributi dettagliati per la categoria d'impatto Global warming. I due terzi delle emissioni di CO<sub>2</sub> del sistema sono imputabili alla produzione dei carboni attivi ed un altro 20% al processo di smaltimento di acqua post trattamento; contributi apprezzabili, anche se significativamente più piccoli, arrivano dal consumo di energia elettrica e dalla costruzione dei contenitori per il GAC.

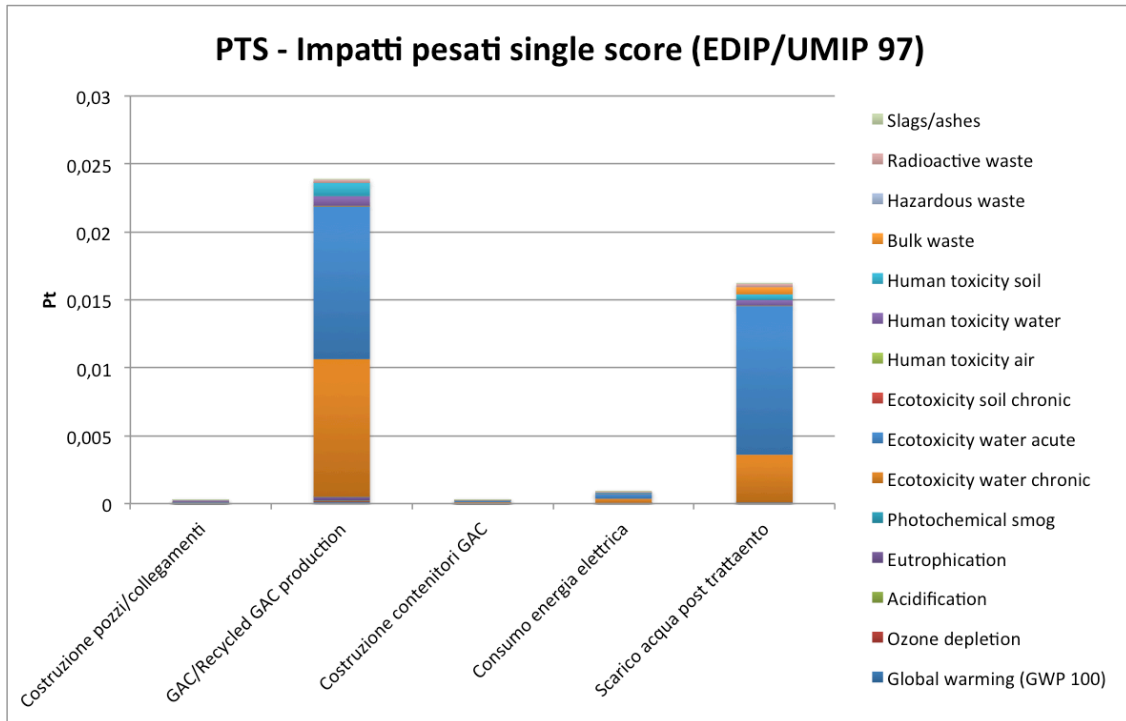


Figura 57 Impatti pesati single score per il sistema PTS (EDIP/UMIP 97)

In Figura 57 è possibile avere una panoramica dei processi globalmente più impattanti e delle categorie a cui contribuiscono maggiormente. I processi dominanti sono immediatamente identificabili nella produzione di GAC e nello smaltimento di acqua post trattamento; l'impatto di questi due contributi insieme costituisce in pratica la totalità del punteggio del sistema nel suo complesso, tanto da rendere pressochè trascurabile anche il contributo del processo relativo alla fase d'uso (consumo energetico).

### 5.3.3.2 Impatti calcolati tramite il metodo IMPACT 2002+

<b>Impact category</b>	<b>Total</b>
Carcinogens	8,53171E-06
Non-carcinogens	6,05078E-06
Respiratory inorganics	7,96241E-05
Ionizing radiation	3,87278E-07
Ozone layer depletion	1,75684E-08
Respiratory organics	1,06939E-07
Aquatic ecotoxicity	4,52897E-07
Terrestrial ecotoxicity	1,56259E-05
Terrestrial acid/nutri	1,36916E-06
Land occupation	6,82386E-07
Aquatic acidification	-
Aquatic eutrophication	-
Global warming	0,000118833

Non-renewable energy	0,000190692
Mineral extraction	3,81288E-07

Tabella 31 Risultati per la fase di normalizzazione per il sistema Pump and Treat (Impact 2002+)

In Tabella 31 è possibile visualizzare i valori normalizzati per le categorie d'impatto considerate da EDIP/UMIP 97. Al fine di rendere più agevole l'interpretazione, nell'elaborazione del grafico correlato sono stati eliminati i contributi delle categorie d'impatto inferiori di due ordini di grandezza rispetto alle altre.

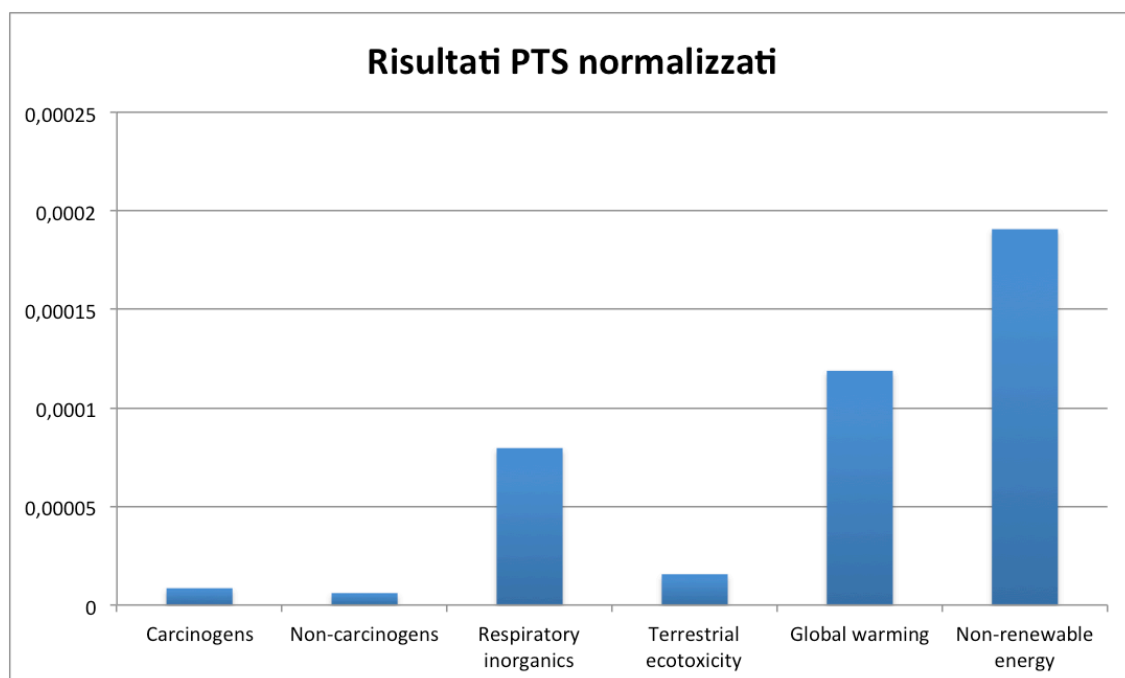


Figura 58 Grafico per i risultati di normalizzazione (Impact 2002+)

Il grafico in Figura 58 ci mostra immediatamente una differenza significativa nella gerarchia tra categorie d'impatto rispetto ai risultati ottenuti con EDIP/UMIP 97. La predominanza segnata dalle categorie di ecotossicità e tossicità per l'uomo qui scompare, mentre grande rilevanza viene assegnata alle categorie di consumo risorse non rinnovabili, global warming e particolato inorganico, categorie che da sole costituiscono il 90 % degli impatti totali.

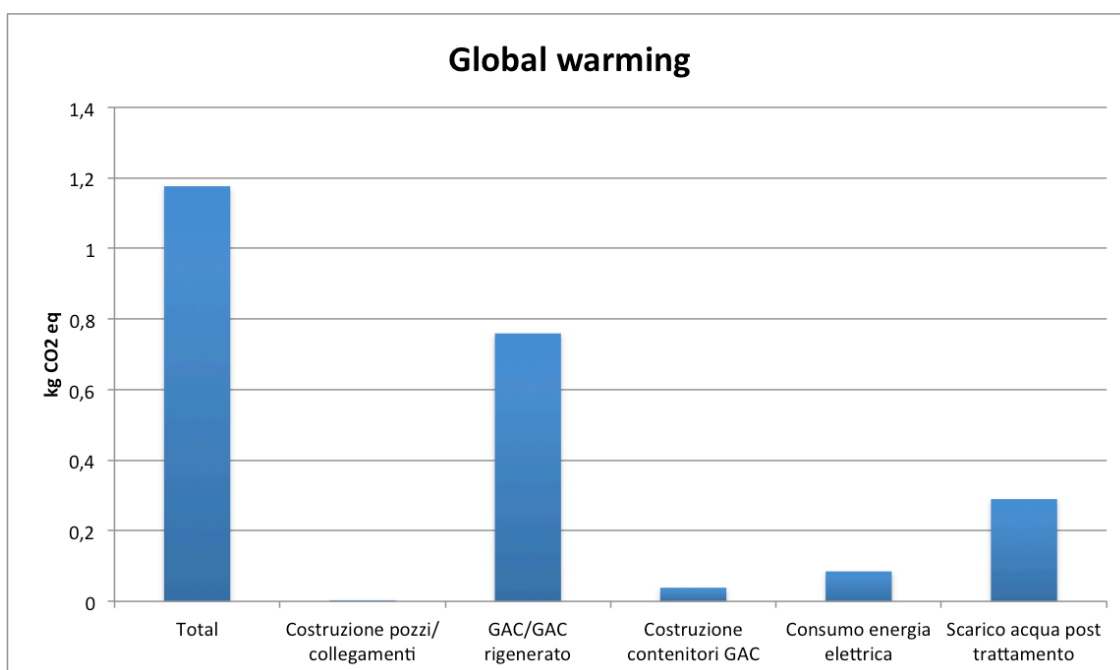
Analizzando la caratterizzazione sarà possibile individuare i processi responsabili per gli impatti più pesanti.

<b>Impact category</b>	<b>Unit</b>	<b>Total</b>
Carcinogens	kg C2H3Cl eq	0,021610203
Non-carcinogens	kg C2H3Cl eq	0,015326179

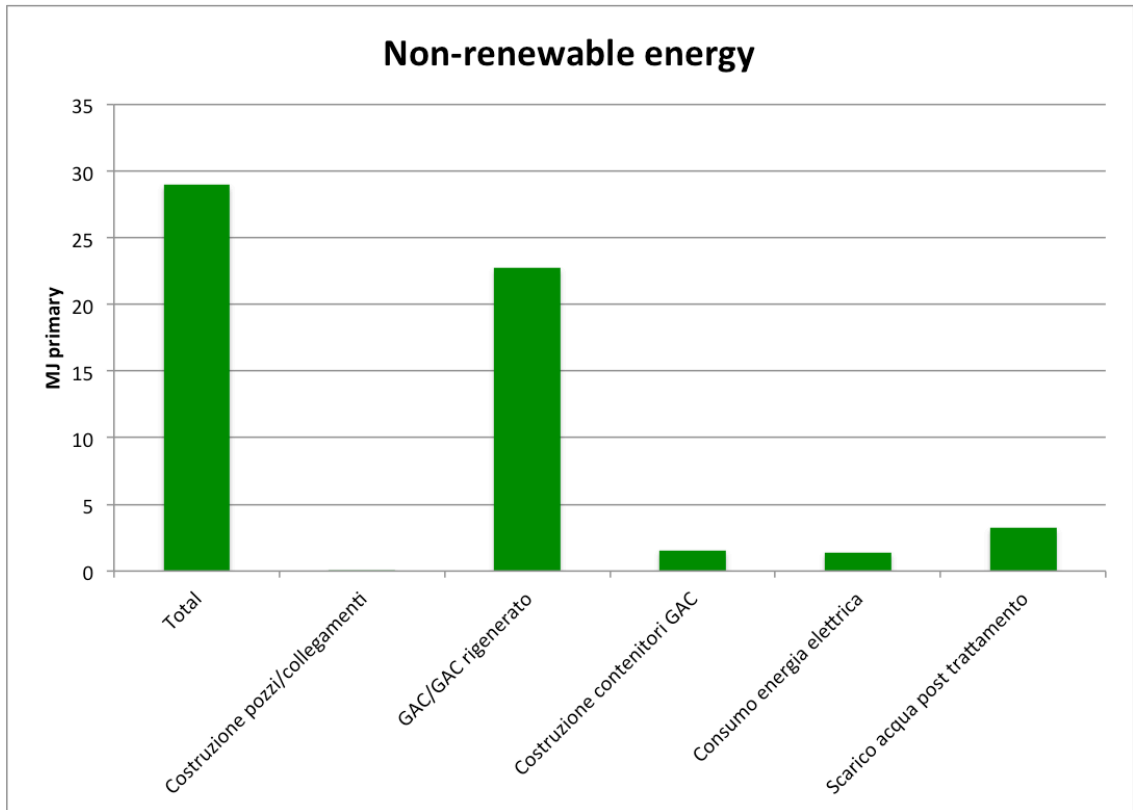
Respiratory inorganics	kg PM2.5 eq	0,000806728
Ionizing radiation	Bq C-14 eq	13,07928304
Ozone layer depletion	kg CFC-11 eq	1,18665E-07
Respiratory organics	kg C2H4 eq	0,000356071
Aquatic ecotoxicity	kg TEG water	123,5871311
Terrestrial ecotoxicity	kg TEG soil	27,06109337
Terrestrial acid/nutri	kg SO2 eq	0,018034273
Land occupation	m2org.arable	0,008575916
Aquatic acidification	kg SO2 eq	0,004836596
Aquatic eutrophication	kg PO4 P-lim	0,00034628
Global warming	kg CO2 eq	1,176564017
Non-renewable energy	MJ primary	28,9805063
Mineral extraction	MJ surplus	0,057946437

**Tabella 32 Risultati per la fase di caratterizzazione del sistema Pump and Treat (Impact 2002+)**

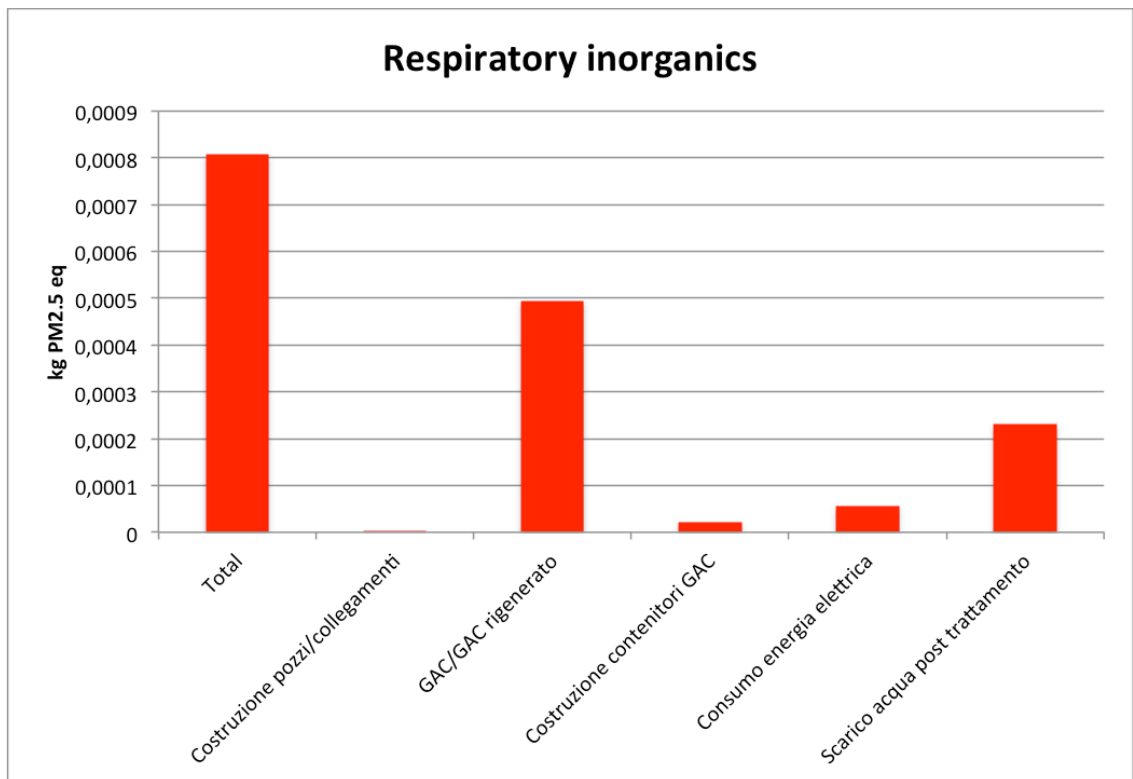
Di seguito vengono riportati i contributi in dettaglio per le categorie d'impatto identificate come più a rischio.



**Figura 59 Dettaglio risultati caratterizzazione per la categoria GWP**

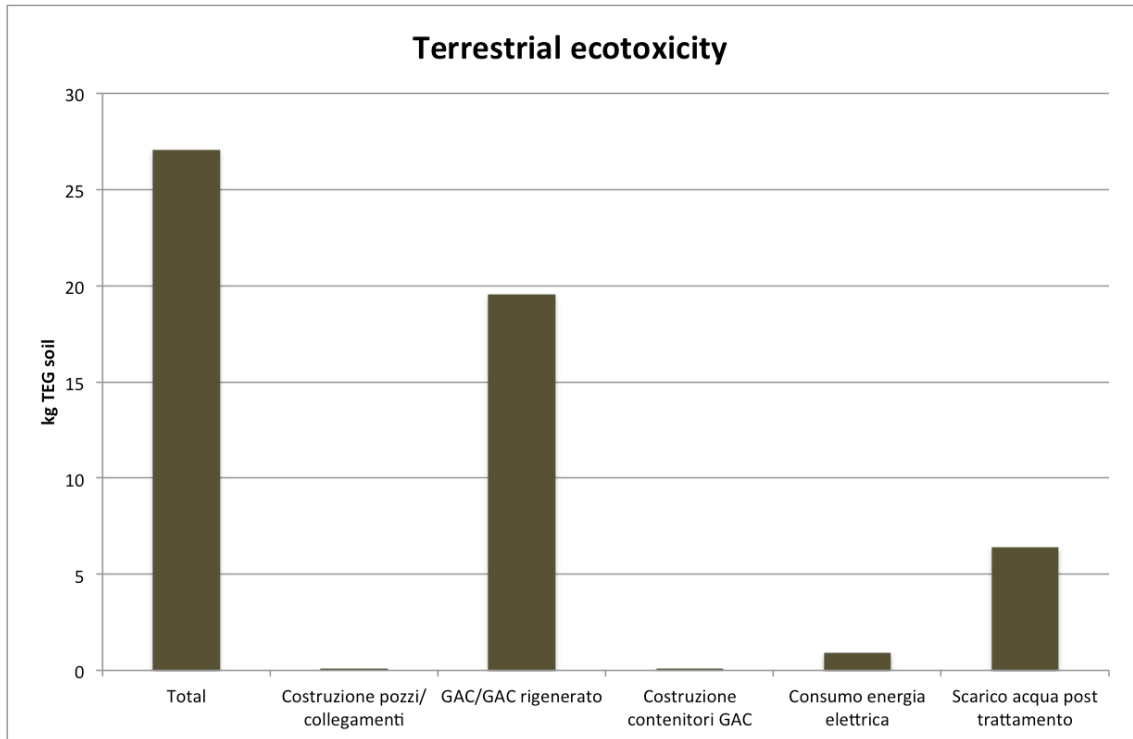


**Figura 60** Dettaglio risultati caratterizzazione per la categoria Non renewable energy



**Figura 61** Dettaglio risultati caratterizzazione per la categoria Respiratory inorganics





**Figura 62** Dettaglio risultati caratterizzazione per la categoria Terrestrial ecotoxicity

Nei grafici da Figura 59 a Figura 62 vengono presentati nel dettaglio rispettivamente i contributi relativi alle categorie d'impatto Global warming, Energie non rinnovabili, Particolato inorganico ed Ecotossicità nel suolo. Sostanzialmente viene confermata la tendenza già vista nei risultati ottenuti tramite il metodo EDIP/UMIP 97; i processi più impattanti sono ancora la produzione dei carboni attivi e lo scarico di acqua per il trattamento, con una sostanziale predominanza del primo sul secondo .

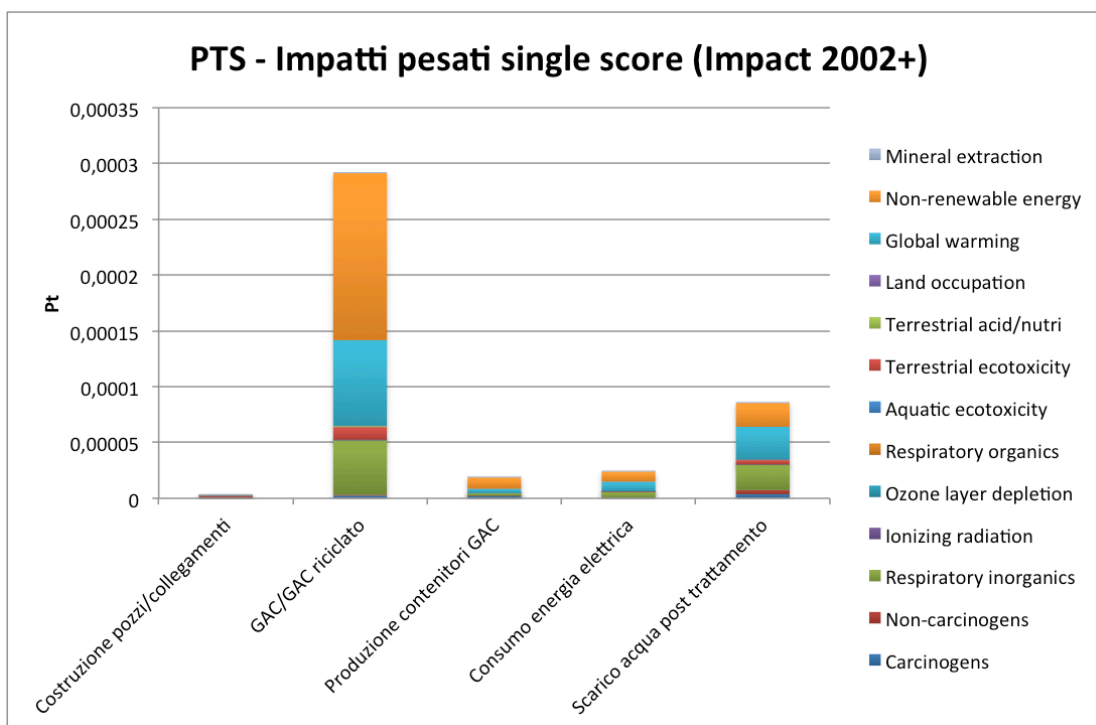


Figura 63 Impatti pesati single score per il sistema PTS (Impact 2002+)

In Figura 63 vengono presentati gli impatti pesati ed ordinati per singolo processo dal metodo di calcolo Impact 2002+. Il processo di produzione dei carboni attivi viene confermato come il più impattante in assoluto; lo smaltimento del volume d'acqua post trattamento è ancora il secondo più importante, ma rispetto ai risultati ottenuti tramite EDIP/UMIP 97 risulta ridimensionato in termini di punteggio assoluto.

### 5.3.4 Confronto tra le tre tecnologie

In questo paragrafo verranno messe a confronto le performance ambientali dei sistemi presi in esame rispetto alle varie categorie d'impatto, al fine di individuare debolezze e punti di forza nella resa di ciascuna.

### 5.3.4.1 Risultati di confronto calcolati tramite EDIP/UMIP 97

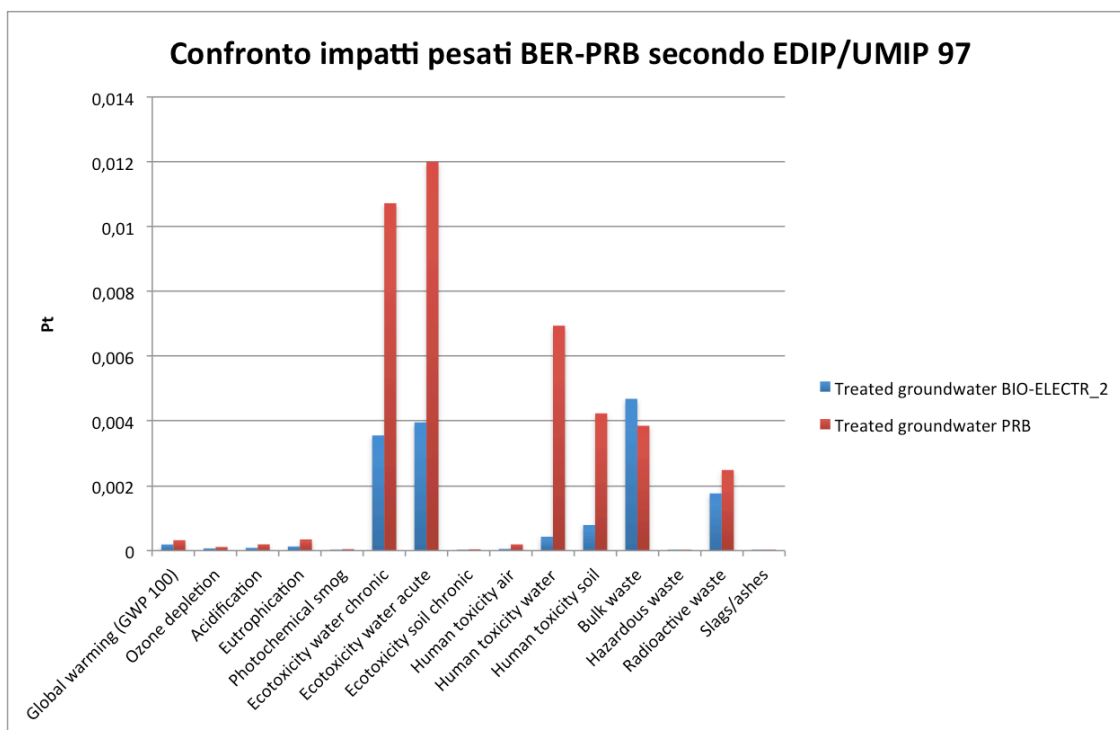
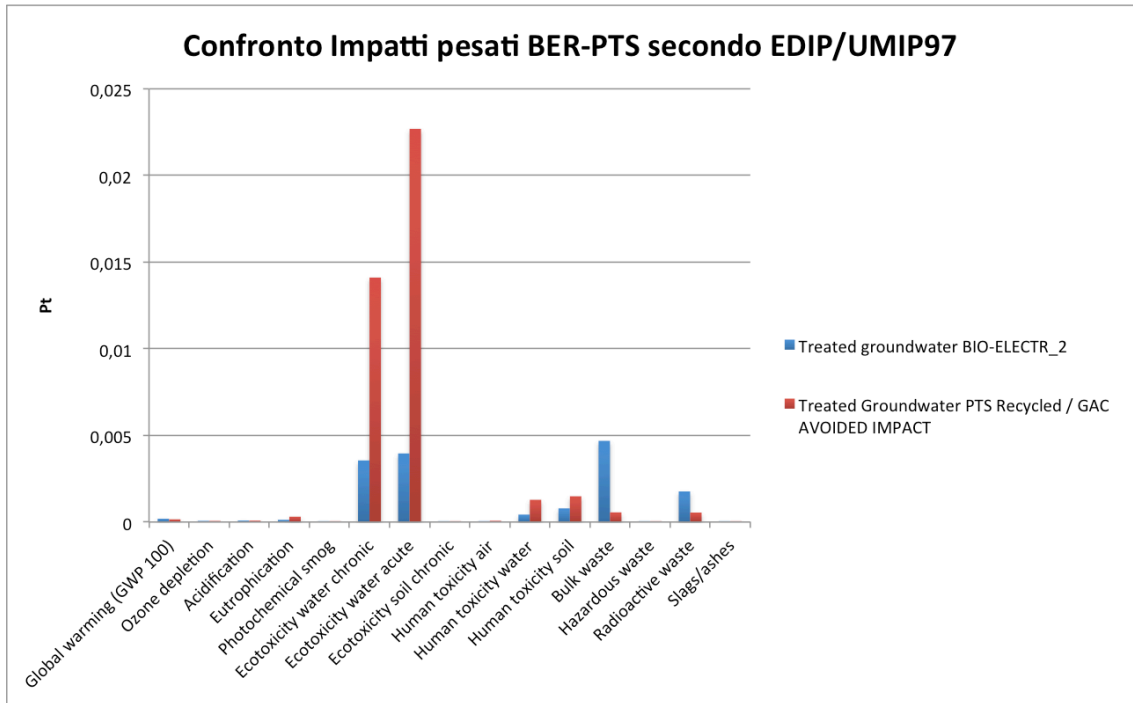


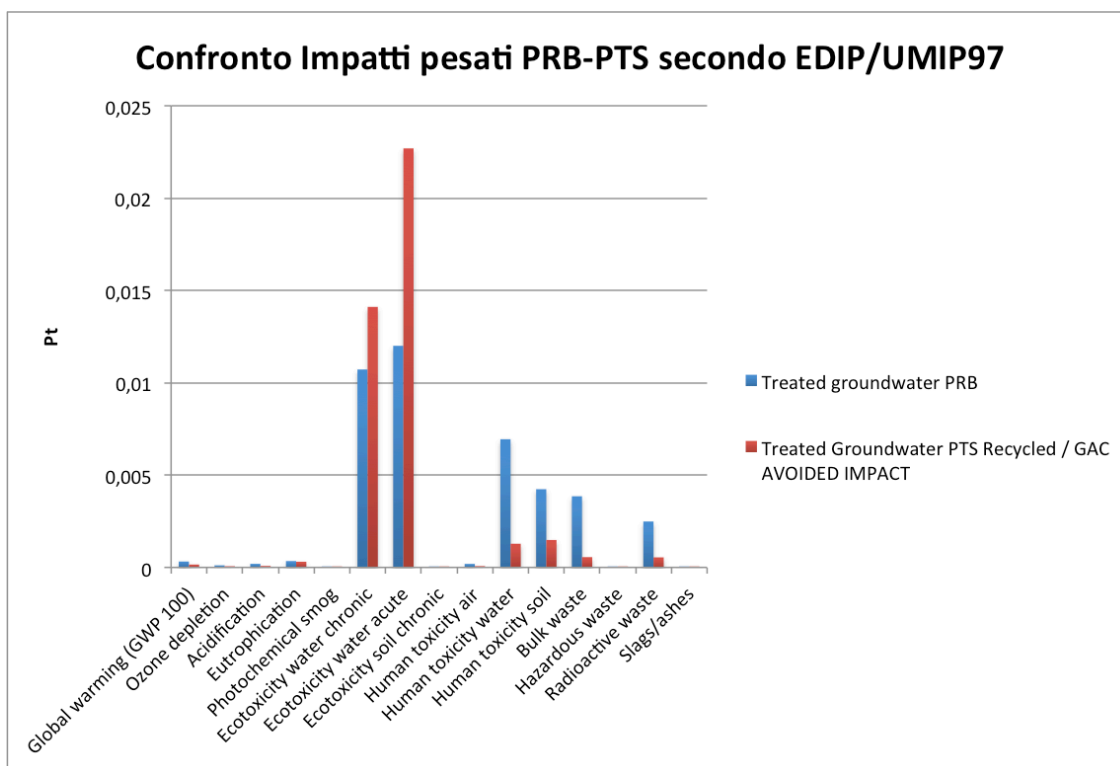
Figura 64 Confronto impatti pesati tra sistema BER e sistema PRB (EDIP/UMIP 97)

In Figura 64 vengono mostrati i punteggi pesati ottenuti dai sistemi BER e PRB attraverso il metodo di calcolo EDIP/UMIP 97. Emerge immediatamente il grande divario esistente tra i due sistemi nelle categorie ecotoxicity (chronic and acute) ed human toxicity (water and soil), mentre in altri settori esiste un sostanziale equilibrio. Andando a riesaminare i grafici di Figura 39 e Figura 40 appare chiaro come il contributo maggiore per l'elevato punteggio registrato dal sistema PRB in queste categorie arrivi dalla produzione del medium reattivo (ferro ZVI), che diventa quindi punto critico nella valutazione LCA.



**Figura 65** Confronto impatti pesati tra il sistema BER ed il sistema PTS (EDIP/UMIP 97)

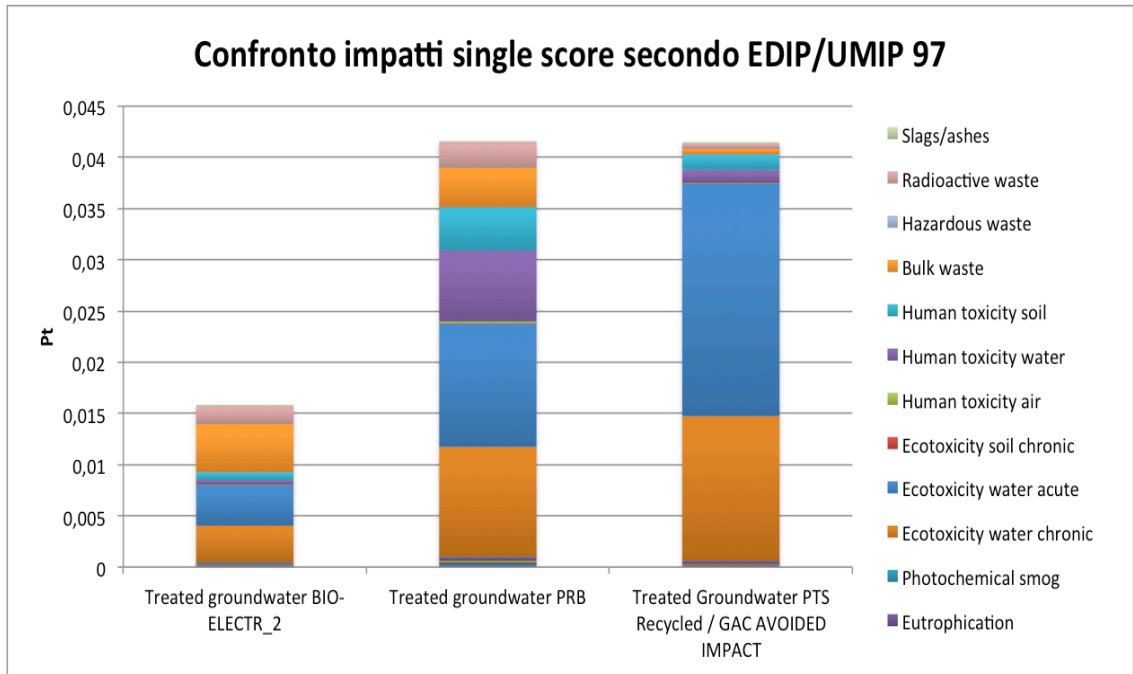
In Figura 65 viene presentato il confronto tra gli impatti pesati dei sistemi Bioelettrochimico e Pump and treat. Lo scenario appare del tutto analogo a quello evidenziato dal confronto tra sistema Bioelettrochimico e Permeable Reactive Barrier; nelle categorie di tossicità il sistema Pump and Treat registra un punteggio decisamente penalizzante rispetto al sistema Bioelettrochimico, ed anche in questo caso, ricordando i risultati ottenuti in fase di caratterizzazione (Figura 53 e Figura 54), appare lampante il contributo decisivo fornito dai processi di produzione di carboni attivi vergini e riciclati.



**Figura 66 Confronto impatti pesati tra sistema PRB e sistema PTS (EDIP/UMIP 97)**

Viene infine presentato in Figura 66 il confronto tra gli impatti pesati calcolati tramite EDIP/UMIP 97 per la Permeable Reactive Barrier ed il sistema Pump and Treat. Questa volta il confronto appare più equilibrato: il sistema Pump and Treat registra un punteggio particolarmente pesante solo nella categoria Ecotoxicity water (acute), mentre nelle categorie human toxicity (water e soil) e bulk waste si comporta meglio della Permeable reactive barrier.

Andando a verificare i risultati ottenuti in fase di caratterizzazione (Figura 53, Figura 40) appare chiaro come i contributi alle categorie più penalizzate sia nel caso della PRB che del sistema PTS arrivino dai rispettivi medium reattivi (ferro ZVI e carboni attivi).



**Figura 67 Confronto single score tra i tre sistemi (EDIP/UMIP 97)**

Il grafico in Figura 67 riassume la performance globale delle tre tecnologie, mostrando una panoramica del punteggio registrato negli impatti aggregati da ciascuna. Il sistema Bioelettrochimico risulta nettamente il meno impattante, registrando un punteggio pari a meno della metà rispetto a quello assegnato praticamente ex aequo a PRB e PTS. La differenza di performance è, come evidenziato nei paragrafi precedenti, largamente imputabile ai diversi medium reattivi utilizzati. Tuttavia, il peso elevato conferito alle categorie di tossicità dal metodo EDIP/UMIP 97 (particolarmente penalizzante per il sistema PTS) suggerisce di valutare con attenzione la prospettiva offerta dai risultati ottenuti tramite Impact 2002+, al fine di poter formulare un'interpretazione equilibrata.

### 5.3.4.2 Risultati di confronto calcolati tramite Impact 2002+

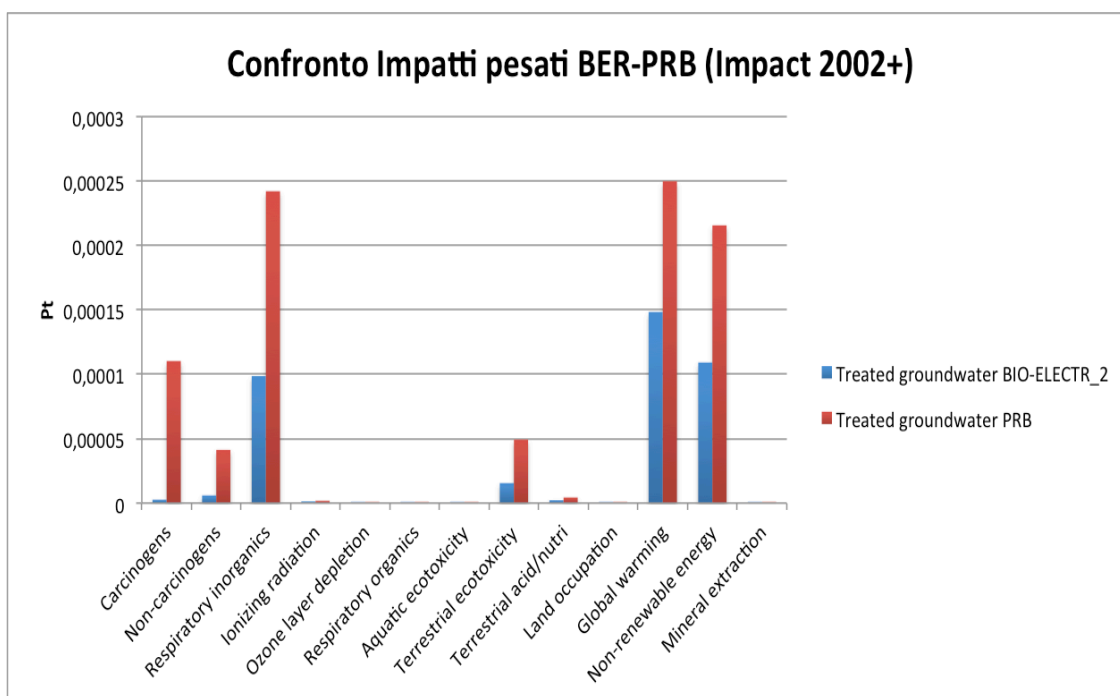
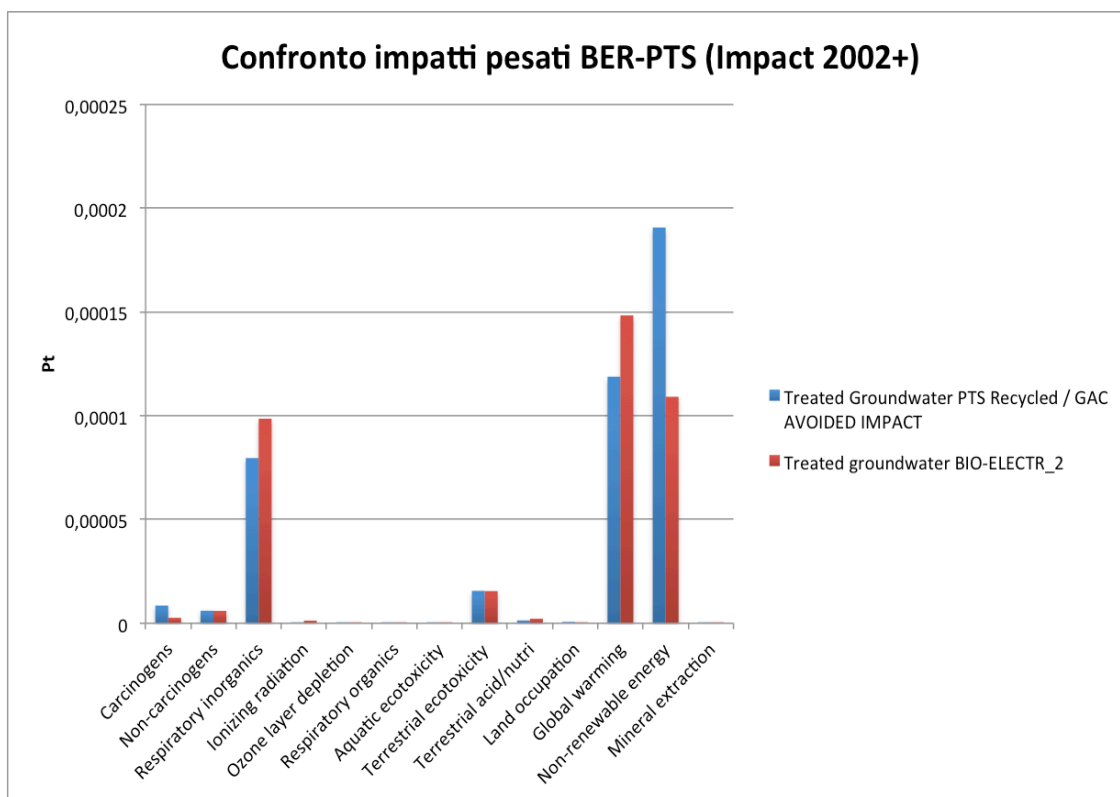


Figura 68 Confronto impatti pesati tra i sistemi BER e PRB (Impact 2002+)

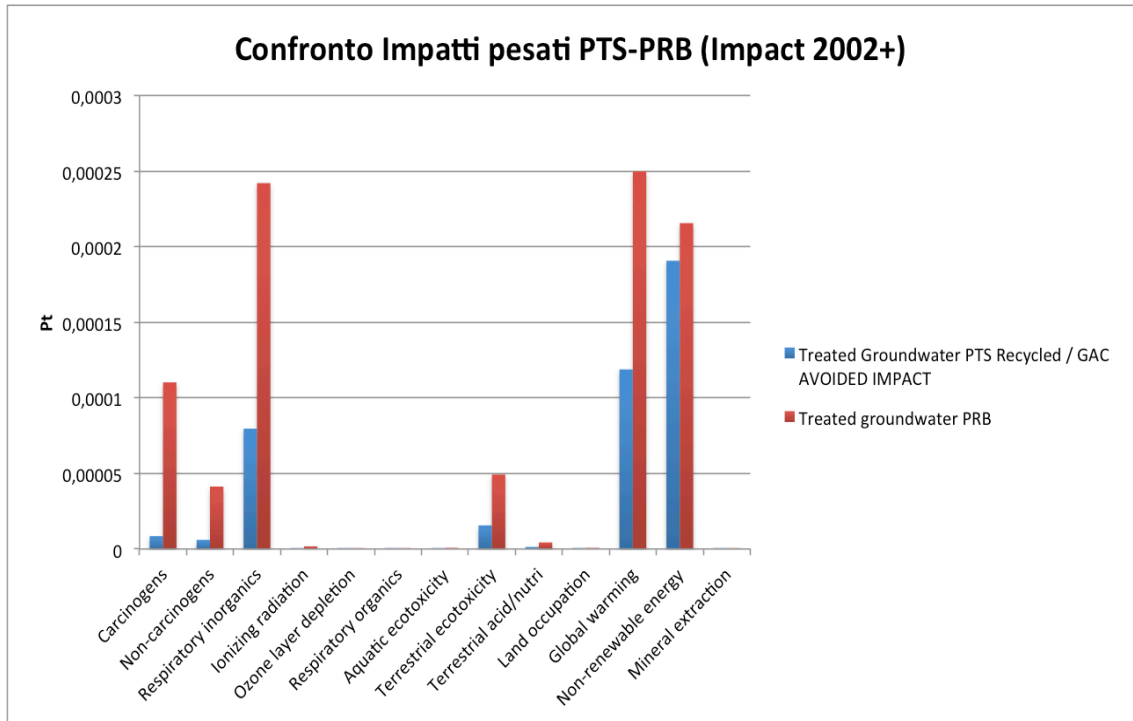
In Figura 68 viene presentato il confronto tra i punteggi pesati dei sistemi Bioelettrochimico e Permeable Reactive Barrier. Il sistema PRB risulta più impattante praticamente in tutte le categorie, in particolar modo in Global Warming, Particolato Inorganico ed Energie non rinnovabili, dove registra i punteggi più alti in assoluto, giustificabili in massima parte con il contributo del processo di produzione del medium reattivo (Figura 46, Figura 47 e Figura 48). Un dato interessante per il confronto tra i risultati ottenuti attraverso i due metodi di calcolo è dato dall'incrocio tra i risultati di caratterizzazione e di pesatura. Prendendo come riferimento la categoria d'impatto Global Warming (Figura 43, Figura 46) è possibile constatare come EDIP/UMIP 97 ed Impact 2002+ assegnino il medesimo punteggio in termini di emissioni di CO<sub>2</sub>; tuttavia, mentre questa categoria in Impact 2002+ viene classificata in fase di normalizzazione e pesatura come la più impattante in assoluto, in EDIP/UMIP 97 risulta appena apprezzabile rispetto ai punteggi schiacciati assegnati alle categorie di ecotossicità.



**Figura 69 Confronto Impatti pesati tra i sistemi BER e PTS (Impact 2002+)**

Il confronto tra gli impatti pesati dei sistemi Bioelettrochimico e Pump and Treat illustrato in Figura 69 mostra una situazione significativamente diversa rispetto all'omologo confronto calcolato tramite EDIP/UMIP 97 (Figura 65). Laddove EDIP/UMIP 97 assegnava impatti molto più pesanti al sistema Pump and treat, specialmente per le categorie di tossicità, qui si ha un sostanziale equilibrio: il sistema Pump and treat ottiene un punteggio peggiore soltanto nella categoria energie non rinnovabili, mentre nelle emissioni di CO<sub>2</sub> e di particolato è il sistema bioelettrochimico ad essere penalizzato. I contributi più consistenti per le categorie individuate arrivano per il sistema Pump and treat sostanzialmente dal processo di produzione dei carboni attivi (Figura 60), mentre per il sistema Bioelettrochimico dalla costruzione di funnel e barriera e dai trasporti (Figura 34).





**Figura 70 Confronto impatti pesati PRB-PTS (Impact 2002+)**

In Figura 70 è possibile visualizzare il confronto tra gli impatti pesati dei sistemi PRB e PTS. In questo caso si ha un vero e proprio ribaltamento rispetto ai risultati prodotti da EDIP/UMIP 97: è infatti il sistema PRB a presentare punteggi più elevati in tutte le categorie più rilevanti, segnatamente Global warming, Energie non rinnovabili, Particolato inorganico e Sostanze cancerogene. In particolare nella categoria Particolato inorganico il punteggio registrato dal sistema PRB risulta praticamente triplo rispetto a quello del PTS. Il protagonista indiscusso in negativo della performance fornita dalla Permeable Reactive Barrier è senz'altro il processo di produzione del ferro ZVI (Figura 48, Figura 47).

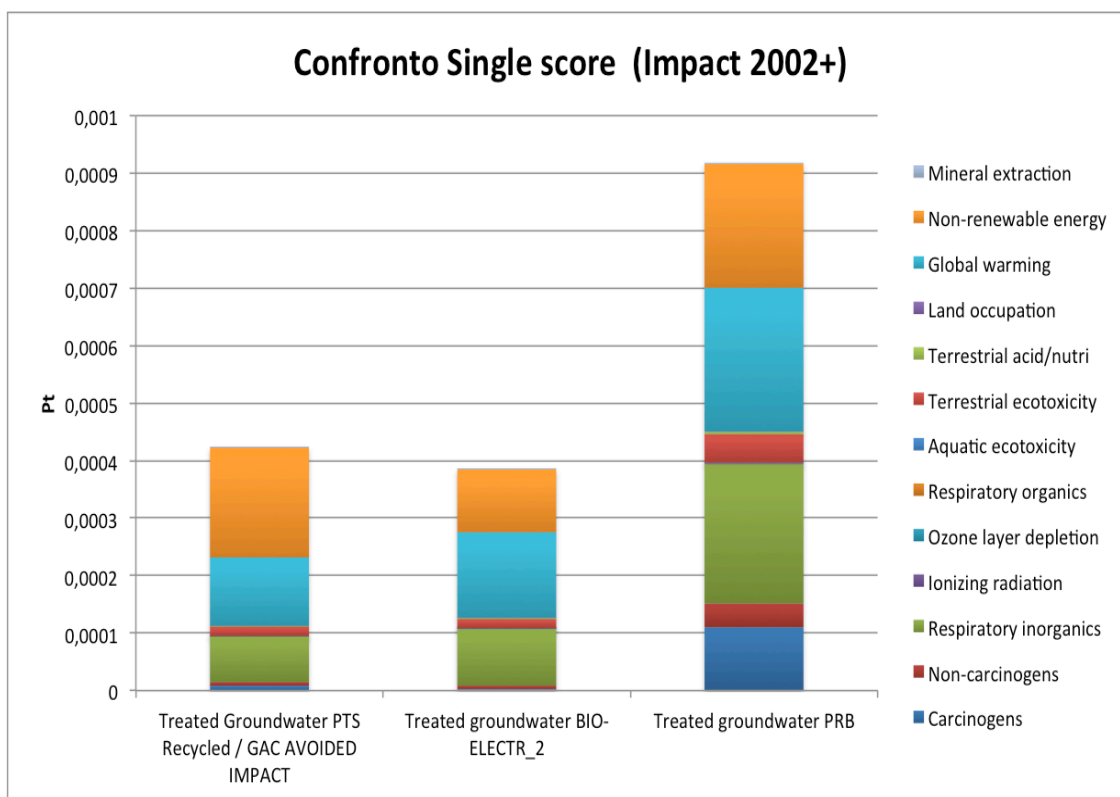


Figura 71 Confronto single score tra i tre sistemi (Impact 2002+)

Il grafico in Figura 71 presenta uno scenario molto diverso da quello elaborato da EDIP/UMIP 97: mentre per il sistema PTS i due metodi di calcolo attribuiscono un punteggio pressochè concorde, è nella valutazione del sistema bioelettrochimico e soprattutto della Permeable Reactive Barrier che emergono differenze sostanziali. La ragione di queste differenze è da ricercare soprattutto nella grande rilevanza che il consumo di risorse non rinnovabili e la produzione di particolato assumono per Impact 2002+: queste ultime categorie contribuiscono in maniera decisiva a definire il punteggio negativo attribuito alla Permeable Reactive Barrier. Viceversa, EDIP/UMIP 97 assegna punteggi elevati alle categorie di tossicità, in larga parte responsabili per l'elevato punteggio registrato dal PTS (Figura 52). Su questa differenza di approccio tra i due metodi si tornerà a parlare nelle conclusioni.

### 5.3.5 Approfondimento sui media reattivi

Dato l'elevato contributo fornito alle categorie d'impatto più significative dai media reattivi dei tre sistemi (grafite, carboni attivi, ferro ZVI), si è ritenuto

opportuno presentare un punto di vista più ravvicinato sulla performance specifica di questi processi.

### 5.3.5.1 Media confrontati tramite EDIP/UMIP 97

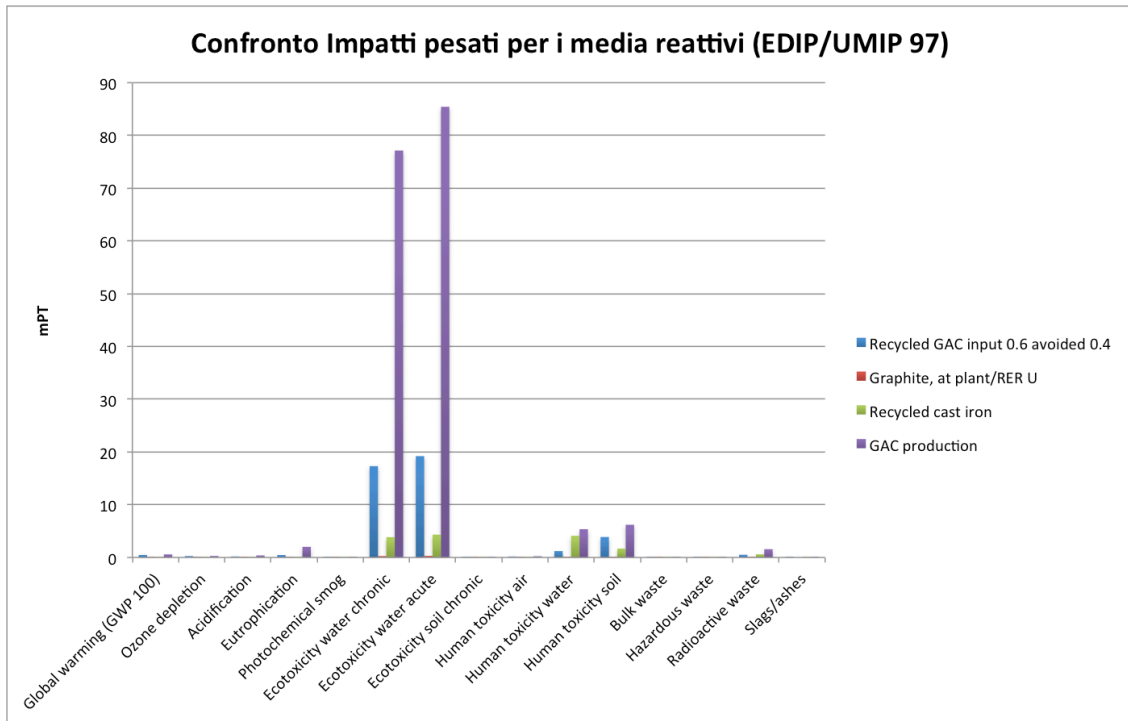
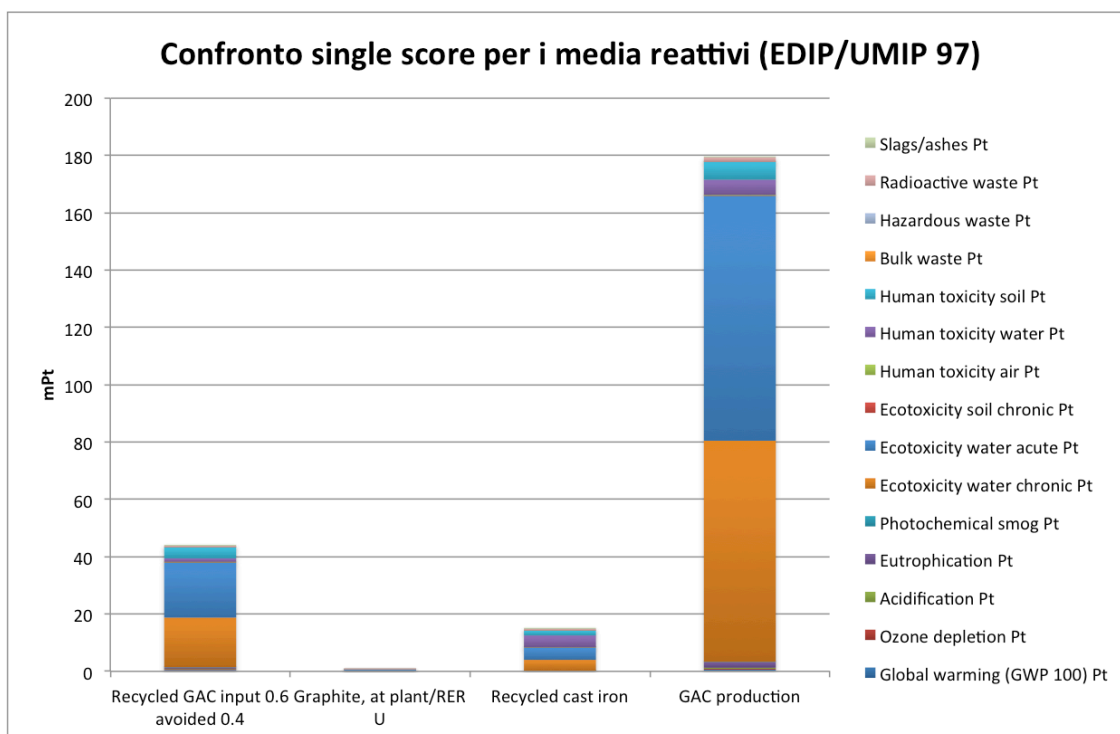


Figura 72 Confronto impatti pesati per i Media reattivi (EDIP/UMIP 97)

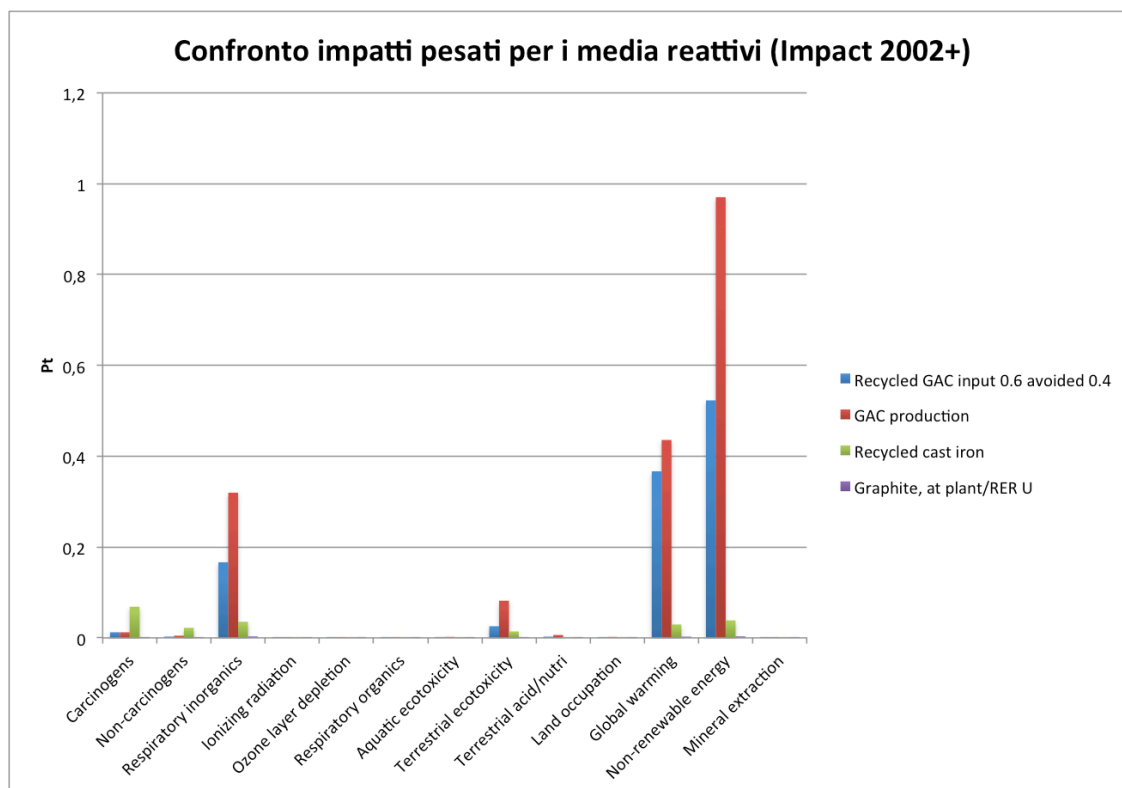
In Figura 72 viene presentato il confronto tra gli impatti pesati prodotti dai processi di produzione di quattro diversi media reattivi utilizzati nei sistemi di bonifica oggetto dello studio: carboni attivi, carboni attivi riciclati, ferro ZVI e grafite. Il confronto è stato calcolato a partire da un'unità funzionale di 1 tonnellata. Il primo dato che colpisce è il grandissimo impatto registrato dal processo di produzione del GAC nelle categorie di ecotossicità acquatica: secondariamente, l'invisibilità degli impatti legati alla produzione di grafite. In sostanza l'unico processo che fa registrare un punteggio apprezzabile a parte la produzione di GAC è quello relativo alla produzione di GAC riciclato.



**Figura 73 Confronto single score per i media reattivi (EDIP/UMIP 97)**

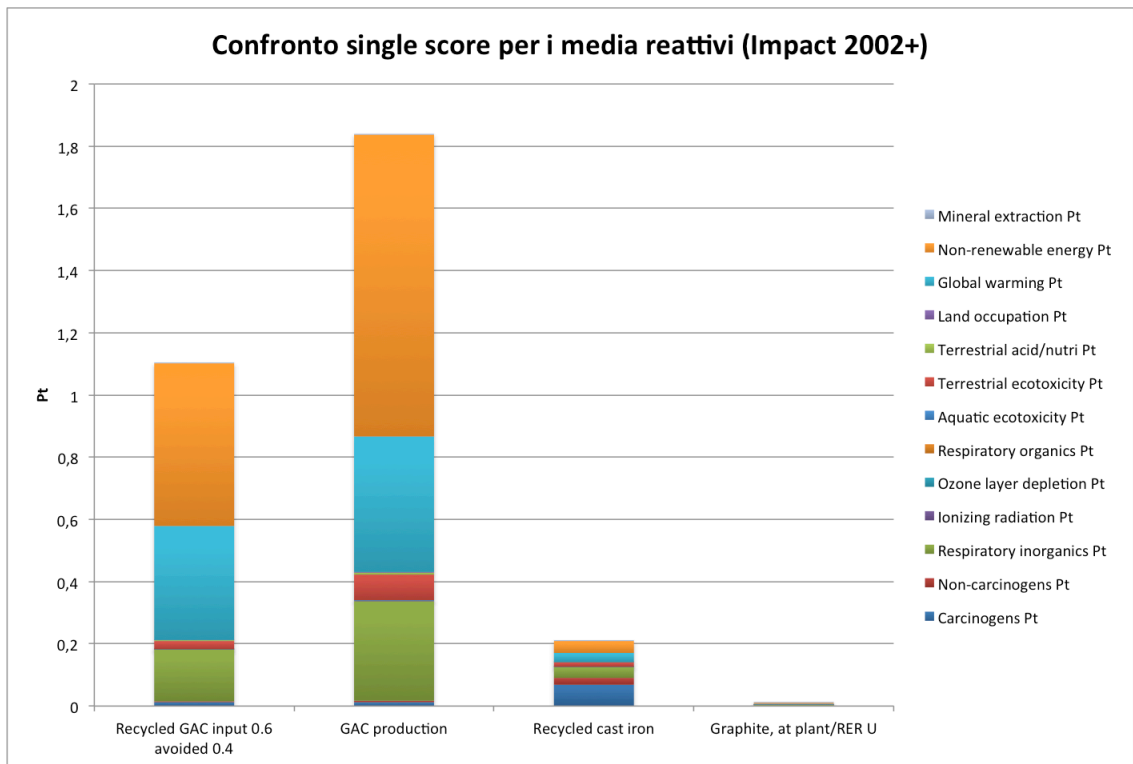
Il grafico in Figura 73 riassume la situazione descritta nel paragrafo precedente in termini di impatti aggregati: anche con questo tipo di visualizzazione è evidente l'elevatissimo contributo delle categorie di ecotossicità ai punteggi dei processi, tanto da costituire il 90% dello score della produzione di GAC e di GAC riciclato. Questa schiacciante predominanza, tale da rendere pressochè trascurabili gli impatti dei processi di produzione della grafite e del ferro ZVI, va valutata attentamente, come già sottolineato in fase di caratterizzazione, anche alla luce dei risultati ottenuti con Impact 2002+, poiché la non completa attendibilità degli indicatori di tossicità potrebbe produrre valutazioni fuorvianti.

### 5.3.5.2 Confronto Media tramite Impact 2002+



**Figura 74 Confronto impatti pesati per i media reattivi (Impact 2002+)**

Anche in Figura 74 si presenta uno scenario in cui i processi di produzione GAC vergine e riciclato risultano essere nettamente più impattanti rispetto alla produzione di ferro ZVI e grafite. In questo caso però le categorie più rilevanti risultano essere Global Warming, Energie non rinnovabili e Particolato inorganico. La causa di questi punteggi elevati è indubbiamente da ricercarsi nelle risorse utilizzate per modellare il processo di lavorazione, che risulta essere particolarmente energivoro.



**Figura 75 Confronto single score per i media reattivi (Impact 2002+)**

In Figura 75 viene mostrata una panoramica degli impatti aggregati e dei punteggi complessivi ottenuti dai processi di produzione dei diversi media. Se guardiamo solamente lo score totale, Impact 2002+ conferma sostanzialmente la gerarchia già espressa da EDIP/UMIP 97, anche se ad esempio il processo GAC riciclato ottiene un punteggio doppio rispetto a quanto visto in Figura 74. Il dato interessante è però la diversa composizione dello score: se EDIP/UMIP 97 assegnava un peso decisivo alle categorie di ecotoxicity, in Impact 2002+ la maggior parte degli impatti viene prodotta nell'ambito di Global Warming, Energie non rinnovabili e Particolato. Questo aspetto rende in qualche modo più "solidi" i risultati prodotti da Impact 2002+, anche alla luce dell'importanza attribuita dalla comunità LCA e scientifica in generale alla valutazione delle emissioni di CO<sub>2</sub> e delle risorse energetiche.

## 6 CONCLUSIONI

Lo studio condotto nell'ambito di questa tesi di dottorato ha avuto come obiettivo la valutazione in termini di efficienza ambientale e, più in generale, di fattibilità di un sistema di bioremediation innovativo sviluppato nell'ambito del progetto Minotaurus, fornendo una prospettiva tramite la metodologia LCA su punti di forza e criticità della tecnologia in esame, in assoluto e in relazione a tecnologie più mature e diffuse.

Durante il lavoro di ricerca si sono presentate diverse criticità metodologiche. In primis, è stato necessario definire uno scenario full-scale per il sistema Bio elettrochimico che fosse confrontabile con le tecnologie più utilizzate nel campo della bonifica di siti contaminati. Questo aspetto è stato affrontato collaborando attivamente con il team responsabile dello sviluppo della tecnologia e integrando assunzioni e ipotesi con un'estensiva ricerca bibliografica.

In secondo luogo, gli obiettivi dello studio hanno messo in evidenza un limite del database Ecoinvent riguardante la modellazione delle risorse idriche, con particolare riferimento al destino dell'acqua di falda estratta ai fini della bonifica e poi scaricata come acqua superficiale nei sistemi Pump and treat. L'impossibilità di modellare questo tipo di impatto, derivante dal depauperamento di una risorsa non rinnovabile nel medio termine, è stata "aggirata" modellando il volume di acqua post trattamento come se si trattasse di acque reflue destinate ad un processo di depurazione: l'utilizzo di questa risorsa comporta gli impatti dovuti ai consumi di un impianto di trattamento e si ritiene che, pur non trattandosi di una modellazione del tutto fedele alla realtà, abbia consentito una quantificazione, pur se approssimata, di un impatto che altrimenti non sarebbe stato possibile valutare.

Infine, durante la fase di valutazione degli impatti dei tre sistemi tramite il metodo EDIP/UMIP 97, è emersa la tendenza di questo metodo di calcolo ad enfatizzare il peso delle categorie di tossicità (eco ed umana) sul punteggio totale assegnato. Tenendo conto delle indicazioni dell'ILCD a proposito della non completa affidabilità di queste categorie, si è deciso di valutare i tre sistemi anche tramite il metodo IMPACT 2002+, al fine di poter valutare la performance

ambientale da un punto di vista diverso. Una chiave di lettura per l'interpretazione e il confronto dei risultati ottenuti tramite i due metodi è stata fornita dall'analisi dei risultati prodotti nella categoria Global Warming Potential dai due sistemi, che hanno fornito una stima delle emissioni di CO<sub>2</sub> sostanzialmente uguale: mentre in Impact 2002+ questa categoria di impatto risulta essere una delle più rilevanti in termini di punteggi normalizzati complessivi, in EDIP/UMIP 97 il suo contributo è risultato pressoché trascurabile. Questo aspetto porta a considerare i risultati forniti da Impact 2002+ più attendibili ed equilibrati rispetto all'output prodotto da EDIP/UMIP 97. I risultati hanno evidenziato come per tutti e tre i sistemi analizzati il fattore critico sia il medium reattivo, a cui entrambi i metodi di calcolo hanno associato gli impatti più consistenti: in particolar modo il processo di produzione di GAC è risultato il più penalizzato nel punteggio, mentre la produzione di grafite e ferro ZVI è risultata decisamente più "performante" a livello ambientale. I profili ambientali dei tre sistemi derivano direttamente dalle caratteristiche dei rispettivi media reattivi, tenendo conto del fatto che PRB e BER impiegano una quantità di materiale reattivo di un ordine di grandezza maggiore rispetto al PTS.

Viceversa scarsa importanza ha avuto l'impatto relativo ai consumi energetici della fase d'uso nell'analisi del sistema Pump and Treat: questo dato, di cui si sottolinea la necessità di verifica incrociando le stime basate su statistiche in letteratura con dati di campo, disattende le aspettative per cui si era individuato nell'attività estrattiva un potenziale handicap per il sistema PTS.

Focalizzando l'attenzione sulla valutazione del sistema bioelettrochimico, si può senz'altro affermare che i risultati ottenuti sono stati confortanti dal punto di vista della performance ambientale, nettamente migliore rispetto alle tecnologie di riferimento in tutte le categorie di impatto considerate, secondo entrambi i metodi di calcolo utilizzati. Questo risultato, data la natura sperimentale del processo, le incertezze che permangono sulla sua applicabilità tecnica full-scale e l'assenza di dati sul comportamento in condizioni operative "sul campo", va interpretato non come una valutazione esaustiva, ma come un'indicazione sulle potenzialità della tecnologia una volta maturata e pronta per l'applicazione in situ.



Riguardo alla tecnologia PRB, sebbene i due metodi di calcolo abbiano espresso rispetto ad essa valutazioni discordanti dal punto di vista “numerico”, è invece inequivocabile come la massima parte dell’impatto ambientale da essa prodotta sia riconducibile al medium reattivo utilizzato (ferro ZVI), che pur essendo meno gravoso per l’ambiente rispetto ai carboni attivi, è impiegato in quantità tali da rappresentare una grossa penalizzazione per questa tipologia di impianto. L’utilizzo di media meno impattanti può essere quindi un fattore chiave nell’ottica di migliorare la sostenibilità delle Permeable Reactive Barriers.

La performance del sistema Pump and Treat infine risulta essere strettamente legata alla quantità di GAC impiegato: il dimensionamento utilizzato per questo caso studio è stato tale da contenere gli impatti totali del sistema a livelli comparabili a quelli delle tecnologie passive, tuttavia, considerato l’elevato peso ambientale del processo di produzione dei carboni attivi, è possibile prevedere un elevato costo ambientale per applicazioni di questa tecnologia che implicino volumi maggiori di acqua o tempi di operazione più lunghi.

## 7 BIBLIOGRAFIA

Chiavetta, C. (2013), *Valutazione della sostenibilità ambientale tramite metodologia LCA di sistemi per lo sfruttamento di fonti alternative di energia e minerali*, Unibo

Consoli F., et al. (1993). *Guidelines for Life Cycle Assessment: a code of practice*. Brussels, Belgium: SETAC - Society of environmental toxicology and chemistry.

Aulenta F, Tocca L, Verdini R, Reale P, Majone M. *Dechlorination of trichloroethene in a continuous-flow bioelectrochemical reactor: effect of cathode potential on rate, selectivity, and electron transfer mechanisms* Environ. Sci. Technol., 2011, 45 (19), pp 8444–8451

Aulenta F., Verdini R., Zeppilli M., Zanaroli G., Fava F., Rossetti S., Majone M. (2013) *Electrochemical stimulation of microbial cis-dichloroethene (cis-DCE) oxidation by an ethene-assimilating culture*. New Biotechnology Volume 30, Issue 6, 25 September 2013, Pages 749–755

Bayer P. and Finkel M. (2006)- Center for Applied Geoscience, University of Tuebingen: *Life cycle assessment of active and passive groundwater remediation technologies*. Journal of Contaminant Hydrology Vol. 83, Issue3-4, (2006) 171– 199

Di Battista, R. Verdini, S. Rossetti, B. Pietrangelli, M. Majone, F. Aulenta (2012) *CARD-FISH analysis of a TCE-dechlorinating biocathode operated at different set potentials*. New Biotechnology, Volume 30, Issue 1, 33-38, (15 November 2012) Frontiers and Challenges in the Bioremediation of Contaminated Sites

Diamond, Page, Campbell, MCKenna (1999) (Ontario): *Life-Cycle framework for assessment of site remediation options: method and generic survey*. Environmental Toxicology and Chemistry Vol 18, No 4, pp. 788–800

Joint Research Centre, Institute for health and consumer protection, European chemicals Bureau, Trichloroethylene Risk Assessment report

Lemming G, Hauschild MZ, Bjerg PL (2010), *Life cycle assessment of soil and groundwater remediation technologies: literature review*, Int J Life Cycle Assess 15:115-127.

Monica R. Higgins and Terese M. Olson \* (2009) : *Life-Cycle Case Study Comparison of Permeable Reactive Barrier versus Pump-and-Treat Remediation*. Environ. Sci. Technol., 2009, 43 (24), pp 9432–9438

R. M. Cohen, J.W. Mercer, R.M. Greenwald, M.S. Belijn (1997) *Design guidelines for conventional Pump-and-Treat Systems*, Groundwater Issue, EPA/540/S-97/504

Petrangeli, Papini, Pierro, Baric (2013): *Progettazione e realizzazione di una barriera permeabile reattiva a funnel & gate in un intervento di Miso in Provincia di Bologna*. SiCon 2013, Workshop su: Siti Contaminati. Esperienze negli interventi di risanamento

S.S. Suthersan (1999), *Pump and treat systems*, Remediation engineering: design concepts, CRC press LLC

Zaitsev GM, Uotila JS, Haggblom MM (2007), *Biodegradation of methyl tert-butyl ether by cold-adapted mixed and pure bacterial cultures*. Appl Microbiol Biotechnol 74: 1092-1102.

Powell, Blowes, Gillham et al. (1998), *Permeable Reactive Barrier Technologies for Contaminant Remediation*, EPA,RTDF

Zhao S, Ramette A, Niu GL, Liu H, Zhou NY (2009) *Effects of nitrobenzene contamination and of bioaugmentation on nitrification and ammonia-oxidizing bacteria in soil. FEMS Microbiol Ecol 70:159-167.*

ISPRA TRICHLOROETHYLENE CAS No: 79-01-6, EINECS No: 201-167-4  
Summary Risk Assessment Report (2004) Special Publication I.04.29

Tab.2, Annex 5, Part IV, D. Lgs. 152/2006  
(<http://www.camera.it/parlam/leggi/deleghe>)

Guinée J., et al. (2001). *Life Cycle assessment. An operational guide to the ISO standards.* VROM & CML, Leiden University, The Netherlands.

IPCC (2006). *IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. Agriculture, forestry and other land use, Vol.4.*

ISO14040 (2006). *Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework.* Geneva, Switzerland: ISO - International organization for standardization

ISO14044. (2006). *Environment management - Life cycle assessment - Requirements and Guidelines.* Geneva, Switzerland: International organization of standardization

JRC. (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context.* European Commission - Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

JRC. (2010). *International reference life cycle data system (ILCD) handbook - General guide for life cycle assessment -Detailed guidance*. European Commission - Joint Research Centre (JRC) - Institute for Environment and Sustainability (IES).

Joseph Akambih, Tajam Anders, Jonsson Morgan Fröling, *SMALL SCALE IN-SITU BIOREMEDIATION OF DIESEL CONTAMINATED SOIL – SCREENING LIFE CYCLE ASSESSMENT OF ENVIRONMENTAL PERFORMANCE*, Mid Sweden University, Östersund, Sweden

Bina M. Indelicato (1998), *Comparison of Zero-Valent Iron and Activated Carbon for Treating Chlorinated Contaminants in Groundwater*, Massachusetts Institute of Technology

## 8 Articoli e pubblicazioni scientifiche

Bonoli A., Cappellaro F., Mora C., Antonozzi L., Cascini A., Chiavetta C., Rizzo S., Simion I., Zanni S. *Prospettive di ricerca derivanti da applicazioni del Life Cycle Assessment nel campo dell'ingegneria*. Atti del convegno Ecomondo 2012. Rimini, 2012

Bonoli A., Antonozzi L., Zanni S., *Life Cycle Assessment (LCA) as a means of comparison between active and passive remediation technology for wastewater and contaminated soils*, Environmental engineering and management journal (11/13) 11/2013; DOI:Vol.12, No. S11, 1-276, SUPPLEMENT

Antonozzi L., Bonoli A., Corvini P., Hugi C., Niewersch C., Steiger O., *Preliminary risk characterisation of tested treatment options*, Minotaurus deliverable 5.1

Antonozzi L., Bonoli A., Corvini P., Hugi C., Niewersch C., Steiger O., Zanni S., *Preliminary results of LCA of tested treatment options*, Minotaurus deliverable 5.2

Antonozzi L., Bonoli A., Corvini P., Hugi C., Niewersch C., Steiger O., Zanni S., *Summary reports on operating windows and suitability of tested treatment technologies*, Minotaurus deliverable 5.3

## 9 Ringraziamenti e riconoscimenti

Ringrazio la prof.ssa Alessandra Bonoli per la fiducia e il supporto concessomi nel mio percorso di dottorato.

Ringrazio inoltre tutti i professori del DICAM e della scuola di dottorato in geoingegneria, georisorse ed ingegneria geotecnica.

Ringrazio Alice Dall'ara, Graziano Modarelli e tutte le persone con cui ho collaborato nell'ambito del progetto "SRS" .

Ringrazio tutti i professori e i colleghi conosciuti nell'ambito del progetto Minotaurus: prof. Fabio Fava, ing. Giulio Zanaroli, prof. Dario Frascari, prof. Mauro Majone, ing. Federico Aulenta, ing. Roberta Verdini, ing. Alessio Scanu, Claudia Niewersch, Olga Steiger, Rita Hochstrat, Philippe Corvini, Thomas Wintgens, Hugli Christoph.

Ringrazio i dottorandi con cui ho condiviso questi anni: Cristian Chiavetta, Sara Rizzo, Andrea Conte, Carlo Cormio, Francesco Tinti.

Ringrazio Sara Zanni per il lavoro svolto insieme nell'ambito del progetto Minotaurus.

Ringrazio infine

la mia famiglia: padre, madre e Chiara per il supporto incessante e incondizionato;

Andrea Conte, per tutta la strada fatta insieme;

Olivia, per la vita che stiamo condividendo.

---