

POLITECNICO DI MILANO



Facoltà di Ingegneria Civile, Ambientale e Territoriale
Corso di Laurea Specialistica in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio

SCHEMI DI TRATTAMENTO PER IL RECUPERO DI ACQUE REFLUE: LCA COME METODOLOGIA DI CONFRONTO

Relatore: Ing. Manuela Antonelli

Correlatore: Ing. Lucia Rigamonti

Tesi di laurea magistrale di:

Valentina Parolini 724733

Gianni Tagliatela 720991

ANNO ACCADEMICO 2009/2010

INDICE

INDICE DELLE FIGURE	5
INDICE DELLE TABELLE	7
LISTA DEGLI ACRONIMI E DELLE ABBREVIAZIONI	11
SOMMARIO E CONCLUSIONI	13
INTRODUZIONE	23
CAPITOLO 1 - Il riutilizzo delle acque reflue depurate: definizioni dei limiti legislativi	24
1.1 Inquadramento legislativo	24
1.2 Possibilità di riutilizzo delle acque depurate	26
1.2.1 Riutilizzo in campo agricolo	26
Bibliografia e sitografia	33
CAPITOLO 2 - Tipologie di impianti di trattamento per il recupero di acque reflue	35
2.1 Trattamenti convenzionali	35
2.1.1 I trattamenti biologici	35
2.1.2 Trattamenti per il riuso in aggiunta agli impianti tradizionali	40
2.1.2.1 Filtrazione	40
2.1.2.2 Disinfezione	42
2.2 Impianti per il riuso in Italia	44
2.2.1 Schemi di trattamento esistenti	46
Bibliografia e sitografia	50
CAPITOLO 3 - LCA e il trattamento delle acque reflue	53
3.1 Introduzione alla LCA	53
3.2 Struttura della LCA applicata alle acque reflue	53
3.2.1 Definizione degli scopi e degli obiettivi	54
3.2.1.1 Obiettivi dell'applicazione della LCA	54
3.2.1.2 Campo di applicazione della LCA	55
3.2.2 Inventario	59

3.2.3 Valutazione degli impatti	60
3.2.4 Interpretazione dei risultati	63
3.3 Applicazioni della LCA ad impianti esistenti di depurazione delle acque reflue	63
3.3.1 Impianto di depurazione consortile di Savona	64
3.3.2 Impianti di trattamento delle acque reflue della Galizia	67
3.3.3 LCA applicata: ulteriori esempi	70
Bibliografia e sitografia	73
CAPITOLO 4 - Dimensionamento degli impianti di trattamento analizzati	77
4.1 Schemi di trattamento	77
4.1.1 WWTP1	77
4.1.2 WWTP2	78
4.1.3 WWTP3	78
4.2 Caratteristiche del liquame	80
4.3 Impianto a fanghi attivi (WWTP1)	81
4.3.1 Sedimentazione primaria	81
4.3.2 Fanghi attivi	82
4.3.3 Sedimentazione secondaria	88
4.3.4 Filtrazione	90
4.3.5 Disinfezione	93
4.4 Impianto a biomasse adese (WWTP2)	98
4.4.1 Sedimentazione primaria	98
4.4.2 Biomasse adese	99
4.4.3 Disinfezione	102
4.5 Impianto con bioreattore a membrana (WWTP3)	106
4.5.1 Staccatura	106
4.5.2 Reattore MBR	108
4.5.3 Disinfezione	114
4.6 Valutazione dei quantitativi di fanghi prodotti	115
4.7 Valutazione delle emissioni	117
Bibliografia e sitografia	120
CAPITOLO 5 - LCA degli impianti analizzati: impostazione	123
5.1 Introduzione	123
5.2 Definizione degli scopi e degli obiettivi	123
5.2.1 Obiettivi dell'applicazione della LCA	123

5.2.2 Campo di applicazione della LCA	123
5.3 Analisi dell'inventario	124
5.3.1 Fase di costruzione	124
5.3.2 Fase d'esercizio	128
5.3.2.1 Consumi energetici	128
5.3.2.2 Consumo di reagenti	135
5.3.2.3 Altri materiali utilizzati	136
5.3.2.4 Emissioni dirette	138
Bibliografia e sitografia	139
CAPITOLO 6 - LCA degli impianti analizzati: risultati	141
6.1 Valutazione degli impatti ambientali	141
6.1.1 Confronto tra la fase di costruzione e quella di esercizio	141
6.1.2 Confronto tra i WWTP	142
6.1.3 Confronto tra le diverse sezioni di trattamento	143
6.2 Interpretazione dei risultati	144
6.2.1 Ecoindicator I/I e H/H	145
6.2.2 EDIP 2003	147
6.2.3 CML 2	148
6.3 Valutazione energetica (metodo CED)	150
6.4 Valutazione degli impatti a meno della sezione di disinfezione	151
Bibliografia e sitografia	153
CONCLUSIONI	154
APPENDICE – Schede tecniche	155

INDICE DELLE FIGURE

Figura 1 - WWTP1 (impianto a fanghi attivi)	16
Figura 2 - WWTP2 (impianto a biomasse adese)	17
Figura 3 - WWTP3 (impianto con bioreattore a membrane)	18
Figura 4 - Ordinamento degli impianti in funzione dell'impatto (per metodo)	21
Figura 2.1 - Processo a fanghi attivi	36
Figura 2.2 - Letto percolatore	37
Figura 2.3 - Rotore biologico	37
Figura 2.4 - Filtro biologico sommerso a lavaggio discontinuo	38
Figura 2.5 - Reattore a letto mobile	38
Figura 2.6 - Letto fluidizzato	39
Figura 2.7 - Bioreattore a membrana	39
Figura 2.8 - Filtrazione di volume	41
Figura 2.9 - Filtrazione di superficie	41
Figura 2.10 - Disinfezione chimica	42
Figura 2.11 - Disinfezione fisica	42
Figura 3.1 - Fasi della LCA	54
Figura 3.2 - Analisi dell'inventario	59
Figura 3.3 - Metodo Ecoindicator	61
Figura 3.4 - Confronto tra le fasi (Gaggero et al., 2004)	66
Figura 3.5 - Fase d'esercizio (Gaggero et al., 2004)	66
Figura 3.6 - Fine vita (Gaggero et al., 2004)	66
Figura 3.7 - Analisi comparativa (Hospido et al., 2007)	69
Figura 4.1 - Schema del WWTP1, impianto a fanghi attivi	79
Figura 4.2 - Schema del WWTP2, impianto a biomasse adese	79
Figura 4.3 - Schema del WWTP3, impianto con bioreattori a membrane	79
Figura 4.4 - Linea a fanghi attivi	87
Figura 4.5 - Filtro a sabbia	92

Figura 4.6 - Vasca di accumulo per il controlavaggio	92
Figura 4.7 - Vasca di contatto per la fase di disinfezione con NaClO e PAA	96
Figura 4.8 - Vasca di contatto per la fase di disinfezione con raggi UV	97
Figura 4.9 - Sedimentatore lamellare	99
Figura 4.10 - Funzionamento della fase biologica a biomassa adesa	100
Figura 4.11 - Reattori a biomassa adesa	102
Figura 4.12 - Vasca di contatto per la fase di disinfezione con NaClO	104
Figura 4.13 - Vasca di contatto per la fase di disinfezione con PAA	105
Figura 4.14 - Vasca di contatto per la fase di disinfezione con raggi UV	106
Figura 4.15 - Rotostaccio per la fase di staccatura	107
Figura 4.16 - Linea con reattore a membrane	114
Figura 4.17 - Vasca di contatto per la fase di disinfezione con raggi UV	115
Figura 5.1 - Schema grafico dei sollevamenti (disegno non in scala)	135
Figura 6.1 - Confronto tra la fase di esercizio e di costruzione dei WWTP (Ecoindicator E/E)	141
Figura 6.2 - Confronto tra i WWTP per la fase di esercizio (Ecoindicator E/E)	142
Figura 6.3 - Confronto tra le sezioni di trattamento (esercizio) del WWTP1 (Ecoindicator E/E)	143
Figura 6.4 - Confronto tra le sezioni di trattamento (esercizio) del WWTP2 (Ecoindicator E/E)	144
Figura 6.5 - Confronto tra le sezioni di trattamento (esercizio) del WWTP3 (Ecoindicator E/E)	144
Figura 6.6 - Confronto tra i WWTP per la fase di esercizio (Ecoindicator I/I)	145
Figura 6.7 - Confronto tra i WWTP per la fase di esercizio (Ecoindicator H/H)	146
Figura 6.8 - Confronto tra i WWTP per la fase di esercizio (CML)	149
Figura 6.9 - Confronto tra i WWTP per la fase di esercizio (CED)	150

INDICE DELLE TABELLE

Tabella 1 - Caratteristiche di qualità del refluo depurato per il riuso a scopo irriguo	14
Tabella 2 - Parametri comuni agli impianti e caratteristiche di qualità del liquame in ingresso	15
Tabella 3 - Dimensioni delle vasche del WWTP1	15
Tabella 4 - Dimensioni delle vasche del WWTP2	16
Tabella 5 - Dimensioni delle vasche del WWTP3	17
Tabella 6 - Quantitativi di fanghi prodotti	18
Tabella 7 - Sezioni più impattanti per le diverse conformazioni d'impianto (per metodo)	20
Tabella 1.1 - Confronto tra diverse tecniche in termini di esigenza qualitativa dell'acqua	28
Tabella 1.2 - Valori guida di salinità per le acque irrigue (Rao et al., 1994)	29
Tabella 1.3 - Qualità dei reflui in funzione del tipo di coltura (Nicese, 2002)	30
Tabella 1.4 - Valori guida di concentrazione dei microelementi (FAO, 1994)	30
Tabella 1.5 - Valori guida per la tutela della salute (Blumenthal et al., 2000)	31
Tabella 1.6 - Limiti qualitativi per il riuso definiti nel TU 152/2006	31
Tabella 2.1 - Acque utilizzate per l'agricoltura e reflue potenzialmente disponibili (CNR, 1999)	45
Tabella 2.2 - Caratteristiche dell'impianto di Cremona	46
Tabella 2.3 - Caratteristiche dell'impianto di Nosedo	47
Tabella 2.4 - Caratteristiche dell'impianto di Mancasale	47
Tabella 2.5 - Caratteristiche dell'impianto di Cagliari	48
Tabella 2.6 - Caratteristiche dell'impianto di Stigliano	49
Tabella 3.1 - Fattori di normalizzazione e pesi delle tre varianti dell'Ecoindicator	62
Tabella 3.2 - Caratteristiche dei WWTP in analisi	67
Tabella 4.1 - Coefficienti moltiplicativi delle portate	80
Tabella 4.2 - Portate di dimensionamento [$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$]	80
Tabella 4.3 - Caratteristiche di qualità del liquame in uscita dai pretrattamenti	81
Tabella 4.4 - pH e temperatura	81
Tabella 4.5 - Caratteristiche di qualità del refluo depurato	81
Tabella 4.6 - Criteri di dimensionamento della fase di sedimentazione primaria	81

Tabella 4.7 - Dimensioni delle vasche di sedimentazione primaria	82
Tabella 4.8 - Rimozioni degli inquinanti e caratteristiche dell'effluente in sedimentazione primaria	82
Tabella 4.9 - Caratteristiche imposte del refluo in uscita dalla fase biologica	82
Tabella 4.10 - Criteri di dimensionamento del reattore di nitrificazione	83
Tabella 4.11 - Dimensionamento della fase di nitrificazione	85
Tabella 4.12 - Dimensionamento della fase di denitrificazione	86
Tabella 4.13 - Dimensioni delle vasche della fase biologica	86
Tabella 4.14 - Portate di ricircolo per la fase a fanghi attivi	87
Tabella 4.15 - Parametri per il calcolo dei fabbisogni di ossigeno per la fase a fanghi attivi	87
Tabella 4.16 - Fabbisogni di ossigeno per la fase a fanghi attivi	88
Tabella 4.17 - Criteri di dimensionamento della fase di sedimentazione secondaria	89
Tabella 4.18 - Dimensioni dei sedimentatori secondari	89
Tabella 4.19 - Verifica della portata di sfioro	89
Tabella 4.20 - Caratteristiche del letto filtrante	90
Tabella 4.21 - Dimensionamento della fase di filtrazione	90
Tabella 4.22 - Altezza delle vasche per la filtrazione	91
Tabella 4.23 - Consumi dei controlavaggi	91
Tabella 4.24 - Dimensione delle vasche di accumulo	92
Tabella 4.25 - Efficienze di rimozione degli inquinanti della fase di filtrazione	92
Tabella 4.26 - Dati di dimensionamento disinfezione con NaClO	93
Tabella 4.27 - Dimensionamento della fase di disinfezione con NaClO	94
Tabella 4.28 - Dimensioni effettive della vasca di contatto per la disinfezione con NaClO	94
Tabella 4.29 - Verifica dei parametri per la vasca di contatto per la disinfezione con NaClO	94
Tabella 4.30 - Dati di dimensionamento della fase di disinfezione con PAA	95
Tabella 4.31 - Dimensionamento della fase di disinfezione con PAA	95
Tabella 4.32 - Dati per il dimensionamento della disinfezione con UV	96
Tabella 4.33 - Caratteristiche lampade UV	96
Tabella 4.34 - Risultati del dimensionamento della fase di disinfezione con UV	97
Tabella 4.35 - Criteri di dimensionamento della fase di sedimentazione primaria a pacchi lamellari	98
Tabella 4.36 - Dimensioni della fase di sedimentazione primaria	99
Tabella 4.37 - Rimozioni degli inquinanti della fase biologica	100
Tabella 4.38 - Parametri di dimensionamento per la fase biologica	100

Tabella 4.39 - Risultati numerici del dimensionamento della fase biologica	102
Tabella 4.40 - Dimensionamento disinfezione con NaClO	103
Tabella 4.41 - Dimensioni effettive della vasca di contatto per la disinfezione con NaClO	103
Tabella 4.42 - Verifica dei parametri per la vasca di contatto per la disinfezione con NaClO	103
Tabella 4.43 - Dimensionamento della fase di disinfezione con PAA	104
Tabella 4.44 - Dimensioni effettive della vasca di contatto per la disinfezione con PAA	104
Tabella 4.45 - Verifica dei parametri per la vasca di contatto per la disinfezione con PAA	105
Tabella 4.46 - Dati per il dimensionamento della disinfezione con UV	105
Tabella 4.47 - Risultati del dimensionamento della fase di disinfezione con UV	106
Tabella 4.48 - Criteri di dimensionamento della fase di staccatura	107
Tabella 4.49 - Dimensioni della fase di staccatura	107
Tabella 4.50 - Rimozioni degli inquinanti e caratteristiche dell'effluente in staccatura	107
Tabella 4.51 - Rimozioni degli inquinanti della fase biologica	108
Tabella 4.52 - Criteri di dimensionamento del reattore di nitrificazione (Metcalf & Eddy, 2006)	108
Tabella 4.53 - Dimensionamento della fase biologica	112
Tabella 4.54 - Fabbisogni di ossigeno per la fase a fanghi attivi	112
Tabella 4.55 - Risultati del dimensionamento delle vasche della fase biologica	112
Tabella 4.56 - Parametri di dimensionamento per la sezione a membrane	113
Tabella 4.57 - Risultati numerici del dimensionamento della sezione a membrane	113
Tabella 4.58 - Dati per il dimensionamento della disinfezione con UV	114
Tabella 4.59 - Risultati del dimensionamento della fase di disinfezione con UV	115
Tabella 4.60 - Quantitativi di fanghi prodotti	117
Tabella 4.61 - Emissioni dirette da impianti di trattamento delle acque reflue e relativi impatti	117
Tabella 4.62 - Valutazione delle emissioni di gas serra	118
Tabella 4.63 - Dimensionamento WWTP1	119
Tabella 4.64 - Dimensionamento WWTP2	119
Tabella 4.65 - Dimensionamento WWTP3	119
Tabella 5.1 - Spessori delle pareti delle vasche e incidenza media dell'armatura	125
Tabella 5.2 - Quantità di materiali per le vasche del WWTP1	126
Tabella 5.3 - Quantità di materiali per le componenti del WWTP1	126
Tabella 5.4 - Quantità di materiali per le vasche del WWTP2	127
Tabella 5.5 - Quantità di materiali per le componenti del WWTP2	127
Tabella 5.6 - Quantità di materiali per le vasche del WWTP3	127
Tabella 5.7 - Quantità di materiali per le componenti del WWTP3	128

Tabella 5.8 - Consumi energetici del WWTP1	131
Tabella 5.9 - Consumi energetici del WWTP2	133
Tabella 5.10 - Consumi energetici del WWTP3	135
Tabella 5.11 - Consumo di reagenti per la fase di disinfezione chimica	136
Tabella 5.12 - Quantitativi di materiali utilizzati in 30 anni	137
Tabella 5.13 - Processi di smaltimento delle componenti sostituite (dati in SimaPro)	138
Tabella 5.14 - Emissioni dirette in atmosfera (dati in SimaPro)	138
Tabella 6.1 - Impatti ambientali relativi alle macrocategorie e punteggio totale (Ecoindicator E/E)	142
Tabella 6.2 - Ordinamento degli impianti in funzione dell'impatto (Ecoindicator)	146
Tabella 6.3 - Sezioni più impattanti per le diverse conformazioni d'impianto (Ecoindicator)	146
Tabella 6.4 - Ordinamento degli impianti in funzione dell'impatto (EDIP)	147
Tabella 6.5 - Sezioni a maggiore impatto per le diverse conformazioni d'impianto (EDIP)	147
Tabella 6.6 - Incidenza della fase di costruzione rispetto a quella d'esercizio (CML)	148
Tabella 6.7 - Ordinamento degli impianti per categoria in funzione dell'impatto (CML)	149
Tabella 6.8 - Sezioni a maggiore impatto per le diverse conformazioni d'impianto (CML)	150
Tabella 6.9 - Ordinamento degli impianti in funzione del consumo energetico (CED)	151
Tabella 6.10 - Sezioni a maggiore impatto per le diverse conformazioni d'impianto (CED)	151
Tabella 6.11 - Ordinamento degli impianti in funzione dell'impatto (per metodo)	152

LISTA DEGLI ACRONIMI E DELLE ABBREVIAZIONI

1,4-DCB: diclorobenzene
ADP: Abiotic Depletion Potential
AE: Abitanti Equivalenti
AP: Acidification Potential
ASM1: Activated Sludge Model N°1
BOD: domanda biochimica di ossigeno
C₂H₄: etene
CED: Cumulative Energy Demand
CFC11: triclorofluorometano
CH₃COOH: acido acetico
CH₃COOOH: acido peracetico (PAA)
CIRF: Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale
ClO₂: biossido di cloro
COD: domanda chimica di ossigeno
EDIP: Environmental Design of Industrial Products
EP: Eutrophication Potential
EPS: Electric Power System
EQ: Ecosystem Quality
ETI: Environmental Technology Initiative
FWAEP: Fresh Water Aquatic Ecotoxicity Potential
GWP: Global Warming Potential
HClO: acido ipocloroso
HH: Human Health
HRT: Hydraulic Retention Time

HTP: Human Toxicity Potential
IPPC: Integrated Pollution Prevention and Control
LCA: Life Cycle Assessment
LCI: Life Cycle Inventory
MAETP: Marine Aquatic EcoToxicity Potential
MBBR: Moving Bed BioReactor
MBR: Membrane BioReactor
MSETP: Marine Sediment EcoToxicity Potential
NaClO: ipoclorito di sodio
NaClO₂: clorito di sodio
NYSERDA: New York State Energy Research and Development Authority
ODP: Ozone Depletion Potential
PAA: acido peracetico
PCB: policlorobifenili
POCP: Photochemical Ozone Creation Potential
PVC: polivinilcloruro
R: Resources
RSC: Residual Sodium Carbonate
SAR: Sodium Absorption Ratio
SRT: Sludge Retention Time
SST: Solidi Sospesi Totali
TDS: Total Dissolved Solids
TEP: Terrestrial Ecotoxicity Potential
THM: trialometani
TKN: Total Kjeldahl Nitrogen
UF: Unità Funzionale
UV: Raggi Ultravioletti
VOC: Composti Organici Volatili
WWTP: Waste Water Treatment Plant

SOMMARIO E CONCLUSIONI

Abstract

Scopo di questo lavoro è stato l'analisi degli impatti ambientali delle più diffuse tipologie di impianti per la depurazione delle acque reflue civili, al fine del riutilizzo irriguo dei reflui depurati. Gli impianti di depurazione (WWTP1 impianto a fanghi attivi, WWTP2 impianto a biomasse adese, WWTP3 impianto con scomparto a membrane) sono stati confrontati utilizzando la tecnica dell'analisi del ciclo di vita (Life Cycle Assessment, LCA), applicandola ai risultati del loro dimensionamento: quest'ultimo si è basato sulla qualità del refluo in ingresso agli impianti e di quella del refluo depurato in uscita tale da permettere il suo riuso in agricoltura. Dai risultati del dimensionamento si sono calcolati i materiali e l'energia necessari per la costruzione e il funzionamento degli impianti.

L'analisi di ciclo di vita è stata svolta tramite l'utilizzo del software SimaPro: i tre WWTP sono stati confrontati a livello d'intero impianto (ma sola linea acque), di solo trattamento biologico e di solo processo di disinfezione, per valutare l'impatto ambientale complessivo degli impianti e delle diverse sezioni e giustificare, da un punto di vista più oggettivo, la scelta delle tecnologie depurative.

Dall'analisi è risultato che, per la sola fase di esercizio (gli impatti ambientali della fase di costruzione si sono rivelati trascurabili), l'impianto a fanghi attivi con disinfezione UV è il meno impattante. In particolare, l'ordinamento degli impianti in funzione dell'impatto, cresce in generale nell'ordine WWTP1 → WWTP2 → WWTP3 mentre, per la sezione di disinfezione, si ha UV → NaClO → PAA. L'impianto con il maggiore impatto ambientale è risultato essere il WWTP2 PAA.

1. Il riutilizzo delle acque reflue depurate

Il concetto di acqua come bene di poco valore (fonte inesauribile e di nessun costo reale) è ormai superato poiché si è compreso che l'acqua è un bene prezioso, una risorsa limitata di cui fare un uso corretto e responsabile. Nasce quindi l'approccio evoluto del riutilizzo delle acque reflue recuperate che presenta due importanti vantaggi: riduzione del prelievo delle acque superficiali e sotterranee (Asano e Levine, 1996; Nurizzo, 2003) e tutela dell'ambiente idrico (Metcalf & Eddy, 2006).

Le acque reflue recuperate possono essere utilizzate in svariate attività e in particolare, nella normativa italiana (TU 152/2006), ne sono individuate quattro: riutilizzo agricolo, industriale, ambientale e civile. Per ciascun tipo di riutilizzo le richieste di qualità sono diverse e i limiti diventano sempre più stringenti all'aumentare del rischio d'ingestione di acqua depurata da parte del pubblico, degli operatori di settore o dei consumatori. Il riutilizzo a scopo irriguo in campo agricolo è la scelta più promettente (Conte, 1999; Scott et al., 2004; Solimando, 2008) poiché è vantaggiosa per la disponibilità continua nel tempo della risorsa idrica e la presenza di nutrienti (N, P) necessari allo sviluppo delle colture; vengono però riscontrati anche alcuni problemi come la presenza di un'elevata carica batterica (tossicità alimentare) e di solidi sospesi (intasamento dei sistemi d'irrigazione). Per poter quindi riutilizzare l'acqua reflua depurata a scopo irriguo, è necessario raggiungere un certo livello di qualità, soprattutto igienico-sanitaria, definito in base al tipo di tecnologia irrigua utilizzata, alle caratteristiche del suolo agricolo irrigato, ai fabbisogni biologici delle coltivazioni e alla tutela della salute dei consumatori e degli operatori di settore. In tabella 1 sono riportati i limiti di qualità (con riferimento al TU 152/2006) del refluo in uscita dagli impianti di depurazione per il riuso a scopo irriguo.

Tabella 1 - Caratteristiche di qualità del refluo depurato per il riuso a scopo irriguo

PARAMETRO	CONCENTRAZIONE [mg L ⁻¹]
BOD	20
SST	10
TKN	2
N _{tot}	15
Coliformi totali	10 UFC / 100 mL

2. Tecnologie applicate: dimensionamento

Per il raggiungimento degli standard di qualità previsti dalla normativa per il riuso è necessario affiancare ai trattamenti di tipo convenzionale sistemi atti all'abbattimento degli SST (filtrazione) e della carica microbica (disinfezione) oppure sostituire gli impianti tradizionali con quelli più moderni e tecnologici, come ad esempio gli impianti a membrana MBR (Membrane BioReactor).

In seguito a tali considerazioni, sono state analizzate tre diverse configurazioni d'impianto di trattamento: in tutti e tre i casi la conformazione impiantistica della parte iniziale (pretrattamenti) rimane invariata (il dimensionamento non è stato effettuato poiché non è utile ai fini della LCA comparativa). Il confronto può essere effettuato solamente imponendo caratteristiche comuni del liquame in ingresso (tabella 2) e del refluo depurato (tabella 1): la portata media annua in ingresso agli impianti è di 40.000 m³ d⁻¹.

Gli schemi generali d'impianto (in pianta) con le dimensioni delle singole fasi sono riportati in figura 1 e tabella 3 (WWTP1), figura 2 e tabella 4 (WWTP2) e figura 3 e tabella 5 (WWTP3).

Tabella 2 - Parametri comuni agli impianti e caratteristiche di qualità del liquame in ingresso

PARAMETRO	VALORE	
Popolazione	100.000	AE
Dotazione idrica	500	L Ab ⁻¹ d ⁻¹
BOD	150	mg L ⁻¹
SST	225	mg L ⁻¹
TKN	30	mg L ⁻¹
N _{tot}	47,5	mg L ⁻¹
Coliformi totali	10 ⁸	UFC / 100 mL

- WWTP1 (impianto a fanghi attivi):
 - sedimentazione primaria;
 - trattamento biologico a biomassa sospesa con pre-denitrificazione e successiva nitrificazione (rimozione dell'inquinamento organico e delle forme azotate). Per il dimensionamento si è fatto riferimento alla procedura descritta da Bonomo (2008);
 - sedimentazione secondaria;
 - filtrazione su sabbia (trattamento di affinamento per la rimozione dei solidi sospesi residui). Si sono inoltre dimensionate le vasche di accumulo dell'acqua trattata utilizzata per il lavaggio dei filtri;
 - disinfezione (trattamento di affinamento per la rimozione della carica microbica residua). Sono stati valutati tre casi: NaClO, PAA e UV. Le quantità necessarie di disinfettante (rispettivamente di NaClO e di PAA) sono state calcolate con i modelli di Selleck-White (Bonomo 2008; Metcalf & Eddy, 2006; Nurizzo 2003) e di Hom (Rossi, 2004). La sezione di disinfezione a UV è stata dimensionata in funzione della portata nominale delle lampade (Montagna Srl).

Tabella 3 - Dimensioni delle vasche del WWTP1

	S-I	B		S-II	F-sabbia		NaClO	PAA	UV
		D	N		F	A			
Linee	2	6	6	3	6	2	2	2	3
Setti / Banchi	-	-	-	-	-	-	4	4	2
Diametro [m]	35	-	-	35	-	-	-	-	-
Larghezza [m]	-	13	15	-	5	6,5	9,5	9,5	0,75
Lunghezza [m]	-	17	26	-	10	10	18	18	4
Altezza [m]	3	4,5	4,5	3	2,4	4	2,3	2,3	1,25
Superficie [m ²]	962	-	-	962	-	-	-	-	-
Volume [m ³]	2.886	995	1.755	2.886	120	260	393	393	3,75

(S-I) Sedimentazione primaria, (B) Fase biologica, (D) Denitrificazione, (N) Nitrificazione, (S-II) Sedimentazione secondaria, (F-sabbia) Filtrazione su sabbia, (F) Filtro, (A) Accumulo, (NaClO) Disinfezione con NaClO, (PAA) Disinfezione con PAA, (UV) Disinfezione con UV

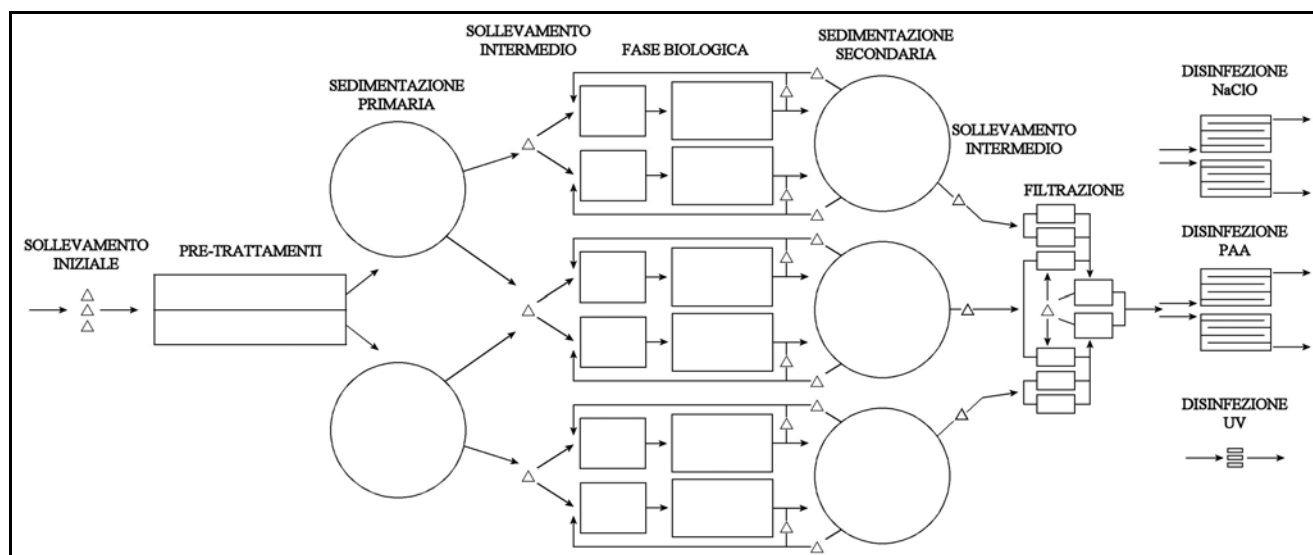


Figura 1 - WWTP1 (impianto a fanghi attivi)

- WWTP2 (impianto a biomasse adese):

- sedimentazione primaria su pacchi lamellari;
- trattamento biologico a biomasse adese (biofiltri ad argilla espansa) con pre-denitrificazione e nitrificazione (rimozione dell'inquinamento organico e delle forme azotate). Il dimensionamento è stato effettuato facendo riferimento a dati riportati in bibliografia (Bonomo, 2008; Canler e Perret, 1994; Infilco Degremont, 2009);
- disinfezione (trattamento di affinamento per la rimozione della carica microbica residua). Sono stati valutati tre casi: NaClO, PAA e UV. Il dimensionamento è stato effettuato utilizzando le stesse procedure del WWTP1.

Tabella 4 - Dimensioni delle vasche del WWTP2

	S-I	B		NaClO	PAA	UV
		D	N			
Linee	4	3	6	2	2	3
Setti / Banchi	-	-	-	4	4	2
Diametro [m]	-	-	-	-	-	-
Larghezza [m]	7	8	8	9,5	10,5	1,25
Lunghezza [m]	42	10,3	10,3	20	21	4
Altezza [m]	4,7	5,25	6,55	2,3	2,3	1,25
Superficie [m ²]	294	-	-	-	-	-
Volume [m ³]	1.382	433	540	437	507	6,25

(S-I) Sedimentazione primaria, (B) Fase biologica, (D) Denitrificazione, (N) Nitrificazione, (NaClO) Disinfezione con NaClO, (PAA) Disinfezione con PAA, (UV) Disinfezione con UV

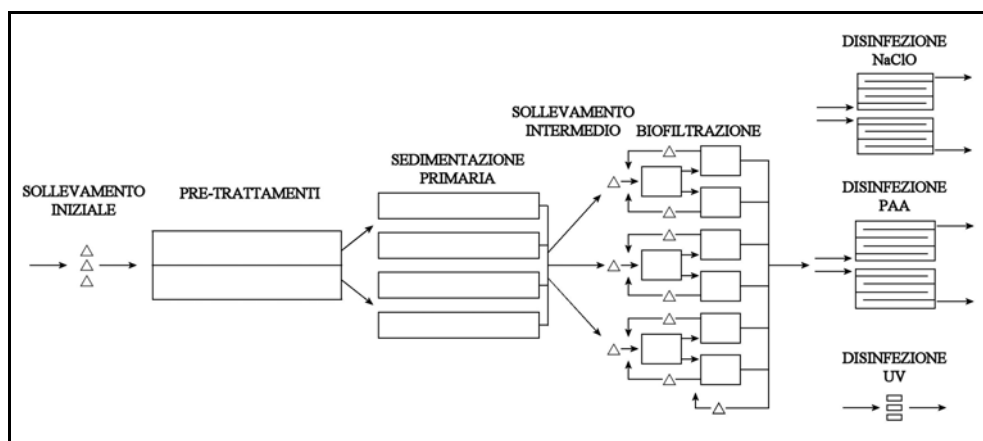


Figura 2 - WWTP2 (impianto a biomasse adese)

• WWTP3 (impianto con bioreattore a membrane):

- staccatura con luci da 1 mm;
- trattamento biologico a biomasse sospese (pre-denitrificazione e nitrificazione) con scomparto a membrane (rimozione dell'inquinamento organico e delle forme azotate). Il dimensionamento è effettuato tramite la procedura delineata dall'Activated Sludge Model N°1 (Metcalf & Eddy, 2006). La sezione a membrane è dimensionata in base al parametro di flusso specifico (Siemens);
- disinfezione. Viene dimensionata esclusivamente la disinfezione con UV (in un impianto di questo tipo la disinfezione risulta essere solo di copertura poiché l'efficienza di rimozione delle membrane nella sezione biologica per la carica batterica è già sufficientemente elevata: la disinfezione UV è ritenuta la soluzione più corretta e compatibile con la realtà) con la stessa procedura descritta per il WWTP1.

Tabella 5 - Dimensioni delle vasche del WWTP3

	S	B			UV
		D	N	M	
Linee	5	6	6	6	2
Comparto / Banchi	-	-	-	2	2
Diametro [m]	-	-	-	-	-
Larghezza [m]	2,7	12	12	5	0,5
Lunghezza [m]	6,5	14	18	8	4
Altezza [m]	2,5	4,5	4,5	2,5	1,25
Superficie [m ²]	-	-	-	40	-
Volume [m ³]	44	756	972	100	2,5

(S) Staccatura, (B) Fase biologica, (D) Denitrificazione, (N) Nitrificazione, (M) Membrane, (UV) Disinfezione con UV

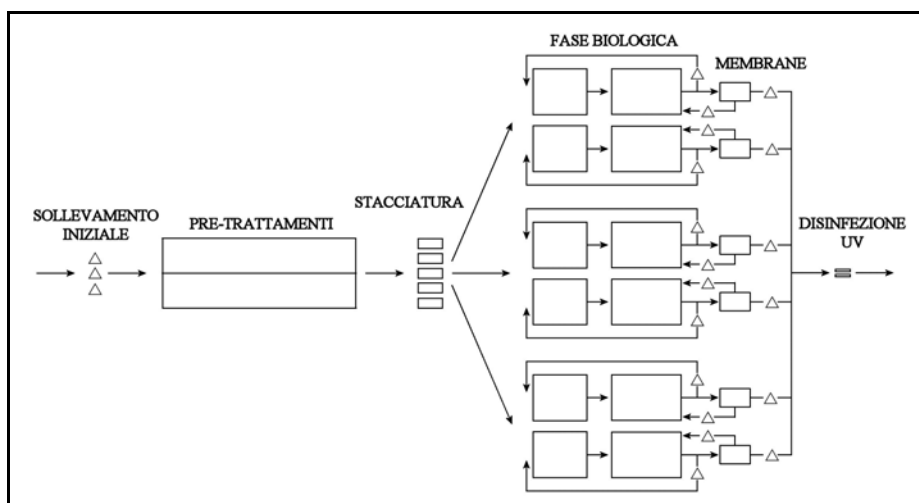


Figura 3 - WWTP3 (impianto con bioreattore a membrane)

La linea fanghi non è stata dimensionata, ma per una più corretta valutazione si sono comunque calcolate le quantità di fanghi prodotti da ciascun WWTP (tabella 6).

Tabella 6 - Quantitativi di fanghi prodotti

WWTP	FASE	SIMBOLO	VALORE	
WWTP1	Sedimentazione primaria	ΔX_I	4.500	kgSST d ⁻¹
	Fase biologica	ΔX_{WWTP1}	3.392	kgSST d ⁻¹
	Filtrazione	ΔX_F	1.800	kgSST d ⁻¹
WWTP2	Sedimentazione primaria	ΔX_I	4.500	kgSST d ⁻¹
	Fase biologica	ΔX_{WWTP2}	5.309	kgSST d ⁻¹
WWTP3	Staccatura (grigliato)	ΔSS_G	2.250	kgSST d ⁻¹
	Fase biologica	ΔX_{WWTP3}	6.016	kgSST d ⁻¹

3. LCA: impostazione e risultati

La LCA è uno strumento utilizzato per l'analisi degli impatti ambientali di beni e servizi lungo tutto il ciclo di vita.

3.1 Definizione degli scopi e degli obiettivi

- funzioni del sistema: depurazione delle acque reflue per il raggiungimento degli standard normativi necessari al riuso agricolo (tabella 1);
- unità funzionale: 1.000 m³ di refluo in ingresso agli impianti di trattamento;
- confini del sistema: sono state considerate le fasi di costruzione e di esercizio per la sola linea acque (vita media prevista 30 anni (Van Haandel e Van Der Lubbe, 2007));
- categorie d'impatto: il metodo di caratterizzazione utilizzato è stato l'Ecoindicator 99. I risultati sono stati confrontati (valutandone la stabilità) con quelli ottenuti dall'analisi condotta con altri metodi come l'EDIP 2003 e il CML 2, e con il CED, per una valutazione

energetica;

- tipologie di dati: laddove possibile si è utilizzato un solo database (Ecoinvent, basato sulla situazione europea) in modo da uniformare i risultati.

3.2 Analisi dell'inventario

- fase di costruzione. Sono stati inclusi il consumo di risorse come occupazione di suolo adibito alla costruzione delle vasche e quello di materiali quali il calcestruzzo, l'acciaio per il rinforzo armato e il magrone. Inoltre si è valutato l'impatto dovuto al trasporto del terreno asportato per le fondamenta. Sono stati considerati anche i materiali delle componenti delle vasche quali l'acciaio dei carroporti e dei raschiatori di fondo dei sedimentatori, dei rotostacci, dei miscelatori, dei compressori per l'aerazione dei biofiltri, delle soffianti per i lavaggi con aria, delle pompe dosatrici e dei serbatoi di stoccaggio per i disinfettanti, il PVC dei pacchi lamellari, la gomma sintetica per gli aeratori a disco a membrana e la ghisa delle pompe per i sollevamenti, ricircoli e lavaggi con acqua;
- fase di esercizio. Si sono analizzati i consumi energetici, di reagenti chimici e quelli dei materiali che necessitano di sostituzione (sabbia dei filtri, argilla dei biofiltri, membrane degli MBR e lampade UV), per i quali si è considerata anche la fase di smaltimento. Si sono analizzate anche le emissioni dirette di gas serra.

3.3 Valutazione dell'impatto

Utilizzando l'Ecoindicator E/E si sono svolti i confronti qui di seguito riportati con i relativi risultati:

- confronto tra la fase di costruzione e quella di esercizio: la fase di costruzione ha impatti trascurabili rispetto a quelli della fase di esercizio;
- confronto tra i WWTP: il WWTP1 UV è quello con il minore impatto ambientale (in figura 4 si riporta l'ordinamento degli impianti in funzione del loro impatto);
- confronto tra le diverse sezioni di trattamento: le fasi più impattanti sono riportate in tabella 7.

3.4 Interpretazione dei risultati

- Confronto dei risultati ottenuti dall'analisi utilizzando l'Ecoindicator E/E con quelli risultanti dalla valutazione con altri metodi di caratterizzazione (Ecoindicator I/I e H/H, EDIP e CML) per verificarne la stabilità:
 - la fase di costruzione è risultata essere sempre trascurabile rispetto a quella di

esercizio;

- confronto tra i WWTP: il WWTP1 UV è per la maggior parte dei casi quello con il minore impatto ambientale (in figura 4);
- le fasi più impattanti sono in genere le stesse di quelle risultanti dall'analisi con l'Ecoindicator E/E (tabella 7).

Tabella 7 - Sezioni più impattanti per le diverse conformazioni d'impianto (per metodo)

	ECOINDICATOR			E D I P	CML											C E D
	I/I	E/E	H/H		A D P	A P	E P	G W P	O D P	H T P	F W A E P	M A E T P	T E P	P O C P		
WWTP1 NaClO	D	D	B	D	B	B	D	B	B	D	D	D	D	B	D	
WWTP1 PAA	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	
WWTP1 UV	B	B	B	D	B	B	B	B	D	B	D	B	D	B	B	
WWTP2 NaClO	D	B	B	D	B	B	D	B	B	D	D	D	D	B	B	
WWTP2 PAA	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	
WWTP2 UV	B	B	B	D	B	B	B	B	D	D	D	B	D	D	B	
WWTP3 UV	B	B	B	B	B	B	B	B	D	B	B	B	B	B	B	

(B) Biologica, (D) Disinfezione

I risultati possono quindi essere definiti stabili al variare del metodo di caratterizzazione.

- Valutazione energetica (metodo CED):
 - confronto tra la fase di costruzione e quella di esercizio: la fase di costruzione è trascurabile rispetto a quella d'esercizio;
 - confronto tra i WWTP: il WWTP1 UV è quello a minore impatto ambientale (figura 4);
 - confronto tra le diverse sezioni di trattamento: per tutte le conformazioni d'impianto di tutti i WWTP, le sezioni a maggiore impatto sono le stesse di quelle risultanti dall'analisi con l'Ecoindicator E/E (tabella 7).
- Valutazione degli impatti a meno della sezione di disinfezione. Si sono effettuati nuovamente i confronti in precedenza descritti senza considerare la sezione di disinfezione: l'ordinamento degli impianti in funzione dell'impatto (per metodo) cresce nell'ordine WWTP1 → WWTP2 → WWTP3, la fase più impattante è quella biologica per tutti gli impianti e per tutti i metodi utilizzati, mentre la fase di costruzione e quelle di sollevamento, sedimentazione primaria (WWTP1 e WWTP2), staccatura (WWTP3), sedimentazione secondaria (WWTP1) e filtrazione (WWTP1) presentano impatti di minore entità.

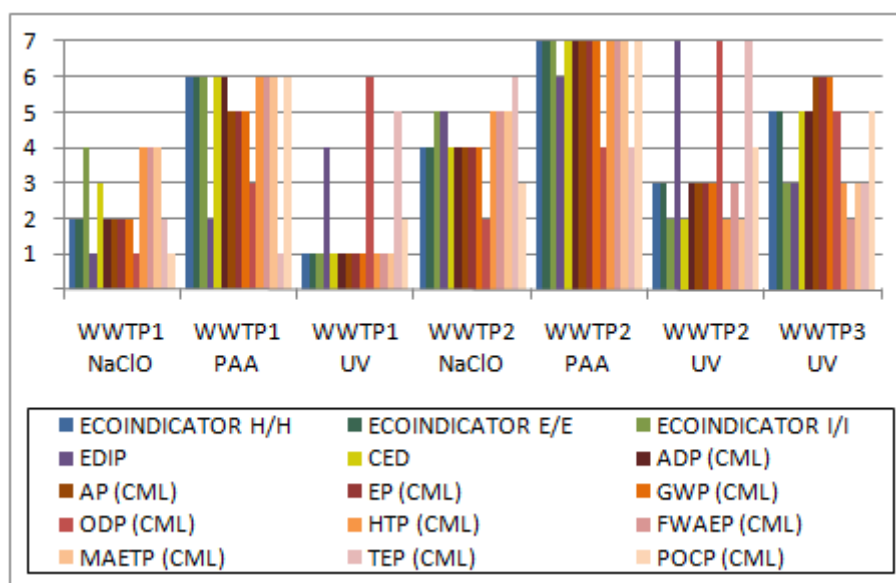


Figura 4 - Ordinamento degli impianti in funzione dell'impatto (per metodo)

4. Conclusioni

Sono state analizzate, con la metodologia LCA, tre diverse configurazioni d'impianto per il trattamento delle acque reflue di provenienza civile a riuso agricolo (per la sola linea acque, anche se si sono comunque valutati i quantitativi di fanghi prodotti), con una capacità di 100.000 AE, al fine di identificare la soluzione che garantisca le migliori prestazioni ambientali.

Confrontando gli impatti ambientali ed energetici relativi alle fasi di costruzione e di esercizio è risultato che la prima è trascurabile per tutti i metodi di caratterizzazione utilizzati. Per questo motivo le analisi successive sono state svolte per la sola fase di esercizio.

Valutando l'impatto ambientale e la richiesta energetica relativi all'intero impianto è risultato che il WWTP1 UV è quello meno impattante dal punto di vista ambientale ed energetico a meno dell'analisi svolta utilizzando l'EDIP per cui l'impianto con il minore impatto ambientale è il WWTP1 NaClO. L'analisi ha evidenziato inoltre l'importanza della fase di disinfezione sugli impatti globali degli impianti: la disinfezione con UV è risultata la tecnologia con il minore impatto ambientale ed energetico, seguita da quelle con NaClO e con PAA. Svolgendo quindi nuovamente le valutazioni a meno della sezione di disinfezione si è riscontrato che l'impianto a fanghi attivi è quello caratterizzato dalla maggiore sostenibilità ambientale ed energetica.

A livello delle singole sezioni, per tutti i metodi di caratterizzazione, si è ottenuto che la fase biologica e quella di disinfezione sono le più impattanti, mentre, dove presenti, le fasi di sollevamento, sedimentazione (primaria e secondaria), staccatura e filtrazione, hanno un impatto globale trascurabile.

Bibliografia e sitografia

Asano T., Levine A.D. (1996). *Wastewater Reclamation, Recycling and Reuse: Past, Present, and Future*. Water Science & Technology, 33 (10-11), 1-14.

Bonomo L. (2008). *Trattamenti delle acque reflue*. Roncoroni P., McGraw-Hill, 1^a edizione, Milano.

Canler J.P., Perret J.M. (1994). *Biological aerated filters: assessment of the process based on 12 sewage treatment plants*. Water Science and Technology, 29 (10-11), 13-22.

Conte G. (1999). *Il riutilizzo irriguo delle acque di scarico: opportunità e vincoli*. ENEA Giornata di studio "Il ciclo dell'acqua nella pianificazione del territorio", S. Giovanni in Persiceto, 29/02/2001.

Metcalf & Eddy (2006). *Ingegneria delle acque reflue - Trattamento e riuso*. Roncoroni P., McGraw-Hill, 4^a edizione, Milano.

Nurizzo C. (2003). *Reclaimed water reuse in the Mediterranean region: some considerations on water resources, standards and bacterial re-growth phenomena*. Water Science and Technology: Water supply, 3 (4), 317-324.

Rossi S. (2004). *Disinfezione di reflui depurati: valutazione sperimentale del comportamento di alcuni disinfettanti e dei fenomeni di ricrescita connessi*. Tesi di Dottorato di Ricerca in Ingegneria Sanitaria-Ambientale.

Scott C.A., Faruqui N.I., Raschid-Sally L. (2004). *Wastewater Use in Irrigated Agriculture Coordinating the Livelihood and Environmental Realities*. Scott C.A., Faruqui N.I., Raschid-Sally L., CAB International, Wallingford U.K..

Solimando D. (2008). *Acque reflue per i campi, una pratica da incentivare*. Agricoltura, 36 (3), 87-89.

TU 152/2006. *Norme in materia ambientale*. Supplemento Ordinario 96, Gazzetta Ufficiale Repubblica Italiana 14/04/2006 88.

Van Haandel A., Van Der Lubbe J. (2007). *Handbook Biological Wastewater Treatment*. Quist Publishing, Leidschendam.

Infilco Degremont Inc., Degremont Technologies (2009). www.degremont-technologies.com. BIOFOR® filters.

Montagna Srl. www.montagna.it. Lampade UV.

Siemens. www.siemens.com. Rotostacci, Trattamento Acque Reflue.

INTRODUZIONE

Per conservare e tutelare le risorse idriche sono necessarie strategie di gestione che prevedano il ricorso al riciclo e al riutilizzo delle acque reflue depurate oltre alle misure volte a contenerne gli usi, ridurre gli sprechi e i processi di degrado. Il riuso delle acque reflue depurate nelle attività agricole, nei processi industriali, in campo ambientale e negli usi civili è un tema di grande attualità poiché consente di diminuire il prelievo delle risorse idriche naturali.

Scopo di questo lavoro è quindi l'analisi degli impatti ambientali delle più diffuse tipologie d'impianti per la depurazione delle acque reflue civili, al fine del riutilizzo irriguo dei reflui depurati.

Si analizzano tre diverse configurazioni d'impianto con una capacità di 100.000 AE: un impianto a fanghi attivi (WWTP1), un impianto a biomasse adese con biofiltri (WWTP2) e un impianto con bioreattori a membrana (WWTP3). Inoltre si valutano tre diverse opzioni di disinfezione: NaClO e PAA (disinfezione chimica, WWTP1 e WWTP2) e UV (disinfezione fisica, WWTP1, WWTP2 e WWTP3).

L'analisi è focalizzata sulla linea acque, anche se comunque si determinano le quantità di fanghi prodotti da ciascun impianto.

Gli impianti di depurazione sono messi a confronto utilizzando la tecnica dell'analisi del ciclo di vita (Life Cycle Assessment, LCA) al fine di identificare la soluzione che garantisca le migliori prestazioni ambientali. Tale tecnica è applicata ai risultati del dimensionamento della linea acque, basato sulla qualità del refluo in ingresso agli impianti e di quella del refluo depurato in uscita, tale da permettere il suo riuso in agricoltura. Si calcolano quindi i materiali e l'energia necessari per la costruzione e il funzionamento degli impianti.

L'analisi di ciclo di vita, è svolta tramite l'utilizzo del software SimaPro; dai risultati dell'analisi è possibile valutare l'impatto ambientale complessivo degli impianti e giustificare, da un punto di vista più oggettivo, la scelta delle tecnologie depurative.

CAPITOLO 1

Il riutilizzo delle acque reflue depurate: definizioni dei limiti legislativi

1.1 Inquadramento legislativo

L'acqua è stata considerata per anni un bene di poco valore perché ritenuta inesauribile e di nessun costo reale. Attualmente tale concetto è ormai superato in quanto si è compreso che l'acqua è un bene prezioso, una risorsa limitata di cui fare un uso corretto e responsabile.

L'affermarsi di questa nuova concezione riguardante la risorsa idrica e della sempre più presente idea di sviluppo sostenibile, unitamente alla crescita delle pressioni sulle risorse idriche, ha condotto, negli ultimi anni, alla definizione di importanti progetti e programmi di conservazione e di risparmio mediante innovazioni tecnologiche e gestionali, spesso accompagnate da campagne di sensibilizzazione e da modificazioni tariffarie ed economiche.

Vista quindi la sempre minore disponibilità di acque di buona qualità (destinate primariamente all'uso potabile) un tema di grande attualità, oggetto di attenzione sia scientifica che legislativa, è la possibilità del riutilizzo delle acque reflue recuperate. Esso rappresenta un approccio evoluto per un uso più razionale della risorsa idrica all'interno della gestione dell'intero ciclo delle acque.

Riusare le acque reflue depurate presenta due importanti vantaggi:

- riduzione del prelievo delle acque superficiali e sotterranee con il conseguente risparmio, anche economico, attraverso l'utilizzo multiplo delle acque reflue (Asano e Levine, 1996). Gli effetti positivi di questo diventano molto evidenti specialmente nelle regioni con scarsa disponibilità di risorse idriche (Nurizzo, 2003), anche se con la crescita della sensibilità

ambientale e come risposta alle pressanti esigenze di incrementare le quantità di acqua utilizzabili in agricoltura, per l'industria e a scopi potabili, il tema del riutilizzo delle acque si sta diffondendo sempre più anche nei paesi con maggiori quantitativi d'acqua primaria disponibile (Metcalf & Eddy, 2006);

- salvaguardia dell'ambiente idrico. Riutilizzando le acque depurate, è, infatti, possibile alleggerire la pressione sui corpi idrici superficiali, in quanto si riduce l'uso di fertilizzanti chimici (Metcalf & Eddy, 2006).

Questi vantaggi hanno quindi portato negli ultimi anni a un'attenzione internazionale in continua crescita per il recupero e il successivo riuso delle acque. Ciò si è tradotto in un gran numero di norme specifiche e di linee guida.

La normativa esistente sui temi del risparmio idrico e del riutilizzo delle acque derivanti da processi di depurazione delle acque reflue, compresa quella italiana (D. Lgs. 152/1999, D. Lgs. 258/2000 e TU 152/2006), deriva in sostanza dal contenuto di quattro documenti principali:

- normativa dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (WHO, 1989) e successivi aggiornamenti (WHO, 2006);
- linee guida per la qualità dall'acqua irrigua dell'Organizzazione delle Nazioni Unite per l'alimentazione e l'agricoltura (FAO ID29, 1994);
- normative americane più recenti (USEPA, 2004) a loro volta basate sulla legislazione dello stato della California (1978 e successive modifiche);
- legislazione europea (91/271) per lo scarico di acque reflue sui suoli evolutasi poi nella legge quadro EU 60/2000.

Confrontando il contenuto di tali documenti, nonostante si identifichi una certa variabilità nell'adozione di soglie per i molti parametri considerati (più di 60 parametri diversi, non tutti presenti contemporaneamente nelle singole norme), appare evidente una condivisa classificazione tipologica, strutturata come segue (Asano e Levine, 1996):

- parametri tecnologici: descrivono alcune tipologie di trattamento minime richieste in funzione del tipo d'uso dei reflui (riuso per colture alimentari, per aree ricreative, urbano, etc.) o del tipo di suolo (suoli acidi, granulometria del terreno, etc.) con la definizione di processi tecnologici necessari o fortemente consigliati;
- parametri microbiologici: sono considerati principalmente i coliformi totali e fecali, *Escherichia coli*, virus, uova di Elminti, Salmonella, Legionella e Giardia;
- parametri fisici e chimici: riguardanti le caratteristiche delle acque, come pH, colore, odore,

solidi sospesi totali (SST), torbidità, temperatura, conducibilità elettrica, metalli pesanti, cloruri, solfati, carbonati, sodicità (Sodium Adsorption Ratio, SAR), residuo carbonico (Residual Sodium Carbonate, RSC) e solidi disciolti (Total Dissolved Solids, TDS);

- nutrienti: azoto e fosforo;
- parametri organici: riguardano tutte le componenti organiche, comprese molecole di sintesi (domanda biochimica di ossigeno BOD₅, domanda chimica di ossigeno COD, tensioattivi, organo-clorurati, fitofarmaci, policlorobifenili PCB, etc.);
- parametri radiologici: di introduzione più recente, riguardano la presenza di radionuclidi nelle acque, come il radon e le radiazioni alfa e beta.

1.2 Possibilità di riutilizzo delle acque depurate

I parametri da considerare di volta in volta variano in base al tipo di riutilizzo previsto per le acque reflue recuperate. Le attività in cui è possibile l'uso di queste acque sono svariate e in particolare, nella normativa italiana (TU 152/2006), ne sono individuate quattro:

- in campo agricolo per l'irrigazione: oltre che nella Pianura Padana, questo tipo di riutilizzo suscita interesse nelle regioni (come la Puglia) nelle quali la scarsità di corsi d'acqua è tale che un significativo numero di depuratori comunali non ha corpi idrici superficiali nei quali recapitare i reflui depurati;
- in campo industriale come acque di processo, per eventuali cicli termici, per lavaggi, trattamento fumi, etc.: il comprensorio tessile di Prato, ad esempio, alimenta un acquedotto industriale con acque superficiali miscelate con acque reflue industriali recuperate;
- in campo ambientale per la ricarica della falda, per il mantenimento del minimo deflusso vitale, per l'alimentazione di zone umide e aree ricreative, etc.: l'impianto a Villasimius (Sardegna) è stato realizzato con lo scopo di ridurre i consumi di acqua (vista la scarsità stagionale dovuta al turismo) necessaria all'irrigazione degli spazi verdi;
- in campo civile per il lavaggio delle strade, per la rete antincendio e per l'alimentazione delle reti duali di adduzione.

Per ogni settore le richieste di qualità sono diverse e i limiti diventano sempre più stringenti all'aumentare del rischio di ingestione di acqua depurata da parte del pubblico, degli operatori di settore o dei consumatori.

1.2.1 Riutilizzo in campo agricolo

Tra le precedenti opzioni di riutilizzo delle acque reflue indicate dalla legislazione italiana, la più

promettente è la prima: il riutilizzo in campo agricolo (Conte, 1999; Scott et al., 2004; Solimando, 2008).

L'agricoltura è, infatti, il settore con la maggiore utilizzazione d'acqua: a livello mondiale il 70% (in Italia circa il 60%) delle acque prelevate dalle diverse fonti è utilizzato per l'irrigazione agricola (Riganti, 2006). Per questo il settore agricolo è oggi impegnato in numerose azioni di risparmio delle risorse idriche.

In questo campo vi sono vari vantaggi ottenibili con il riutilizzo delle acque reflue depurate, quali la disponibilità continua nel tempo della risorsa idrica e la presenza di nutrienti (N, P) necessari allo sviluppo delle colture. Vengono però riscontrati anche alcuni problemi come la presenza di un'elevata carica batterica che contribuisce all'aumento del rischio di tossicità alimentare e come la presenza di solidi sospesi che possono essere problematici in funzione del tipo di irrigazione (i sistemi a goccia sono i più vulnerabili all'intasamento); è necessario inoltre porre particolare attenzione a vari parametri di natura agronomica (salinità, boro, metalli, SAR).

Per poter quindi riutilizzare l'acqua reflua depurata a scopo irriguo, si deve raggiungere un certo grado di qualità, soprattutto igienico-sanitaria, definito in Italia dai parametri presenti nella tabella allegata al TU 152/2006 (qui riportati in tabella 1.6).

Per la definizione delle caratteristiche di qualità minime dei reflui recuperati è necessario prendere in considerazione i seguenti aspetti:

- tecnologia irrigua utilizzata;
- caratteristiche del suolo agricolo irrigato;
- fabbisogni biologici delle coltivazioni;
- tutela della salute dei consumatori e degli operatori di settore.

In funzione di questi aspetti i limiti sui parametri di controllo della qualità dalle acque possono variare anche di molto.

Tecnologie di irrigazione

In base al tipo di tecnologia di irrigazione utilizzata cambiano anche i livelli di trattamento necessari ad evitare i principali problemi concernenti i sistemi di irrigazione (FAO, 1994):

- occlusione dovuta a possibili precipitazioni di sali, alla presenza di SST, di alghe e di batteri che potrebbero proliferare formando biofilm all'interno dei sistemi di distribuzione idrica;
- incrostazione dovuta principalmente alla presenza di silice e di sali di calcio: dipende molto dal materiale costituente le tubazioni (acciaio galvanizzato e polimeri polari, come il polivinilcloruro PVC, sono i materiali più soggetti a incrostazione);

- corrosione che, per i materiali metallici, è causata principalmente dalla presenza di cloruri, solfati, da ferrobatteri e zolfobatteri, mentre per le parti plastiche si ha per lo più abrasione da parte di particolati (come silicati ad esempio).

Le tecnologie di irrigazione sono classificabili in tre macrocategorie, in ordine crescente di complessità tecnologica (FAO, 1994):

- irrigazione per scorrimento: è un sistema a gravità in cui è necessario che la superficie da irrigare sia in pendenza. L'acqua si riversa sul campo grazie a un fossetto adduttore perfettamente orizzontale, denominato adacquatrice, posto a monte del campo, e scorre sulla superficie da irrigare sotto forma di un velo sottile e uniforme per tutta la durata dell'adacquamento sino a raggiungere il grado di saturazione desiderato per il terreno. È la tecnica più semplice e più diffusa a livello mondiale ed è quella che può accettare acque di qualità più bassa, ma presenta livelli di efficienza idrica molto bassi;
- irrigazione per aspersione: l'acqua è distribuita a pioggia tramite sistemi di tubazioni forate sotto pressione. Permette un notevole risparmio idrico rispetto al metodo precedente, ma questo si paga con la maggiore complicazione impiantistica. La qualità dell'acqua usata deve essere superiore a quella del metodo a scorrimento, per evitare occlusioni, incrostazioni o corrosioni;
- microirrigazione: si distinguono due metodi microirrigui, minisprinkler (l'acqua viene distribuita in microspruzzi sul terreno) e drip irrigation (l'acqua viene distribuita in microgocce direttamente sul terreno o alla zona della radice). Questa tecnica è quella che ha maggiore efficienza idrica, ma richiede acqua di buona qualità, proprio per il ridotto diametro delle tubazioni.

In tabella 1.1 sono messe a confronto le esigenze di quattro tecniche irrigue caratterizzate da un grado crescente di contenuto tecnologico, evidenziandone i rischi e le disfunzioni per le cause più comuni e, di conseguenza, la qualità (più o meno alta) dell'acqua da utilizzarsi (FAO, 1994).

Tabella 1.1 - Confronto tra diverse tecniche in termini di esigenza qualitativa dell'acqua

		OCCLUSIONE				DANNI ALLE LINEE	DANNI ALLE COMPONENTI
		Precipitati	SST	Alghe	Batteri	Incrostazione	Corrosione
Scorrimento		-	-	-	-	-	-
Aspersione		-	-	-	-	-	+
Microirrigazione	Minisprinkler	+	-	+	+	++	++
	Drip irrigation	++	+++	++	+++	++	++

Caratteristiche dei suoli

La qualità dell'acqua utilizzata per l'irrigazione ha effetti significativi sulla salvaguardia della fertilità dei suoli (FAO, 1994; Fabrizio et al., 2006). I problemi principali che riguardano i terreni sono:

- salinità: è importante il bilanciamento dei sali presenti nell'acqua irrigua e di quelli già presenti nel suolo, considerando la permeabilità del terreno e la piovosità. A riguardo, in tabella 1.2, sono indicati i limiti massimi di salinità dell'acqua irrigua in funzione della tipologia di suoli, della tolleranza della coltura e della piovosità annua;
- capacità d'infiltrazione del terreno: valori di SAR maggiori di 10 meq L⁻¹ provocano una progressiva riduzione della capacità del terreno di infiltrare l'acqua;
- biodisponibilità di nutrienti: variazioni occasionali di pH o di salinità nell'acqua irrigua possono rendere indisponibili, per la coltura, alcuni elementi presenti nel suolo creando danni alle piante;
- attività biologica del suolo: è di norma favorita dall'uso di acque recuperate, ma può subire gravi modificazioni al cambiamento di alcune condizioni dell'acqua irrigua, come pH e salinità, e dalla presenza di tossici anche in tracce (sia organici sia inorganici). È importante preservare l'attività biologica dei suoli per mantenerne la fertilità nel tempo.

Tabella 1.2 - Valori guida di salinità per le acque irrigue (Rao et al., 1994)

TESSITURA (% argilla)	TOLLERANZA COLTURA	MAX CONDUCIBILITA' ELETTRICA [1.000 µS/cm] in funzione della piovosità annua		
		< 350 mm	350÷550 mm	550÷750 mm
Fine (>30%)	Sensibile	1	1	1,5
	Semi-Tollerante	1,5	2	3
	Tollerante	2	3	4,5
Medio Fine (20÷30%)	Sensibile	1,5	2	2,5
	Semi-Tollerante	2	3	4,5
	Tollerante	4	6	8
Medio Grossolana (10÷20%)	Sensibile	2	2,5	3
	Semi-Tollerante	4	6	8
	Tollerante	6	8	10
Grossolana (<10%)	Sensibile	-	3	3
	Semi-Tollerante	6	7,5	9
	Tollerante	8	10	12,5

Caratteristiche delle coltivazioni

Ogni coltura è caratterizzata da consumi idrici specifici, che però possono variare con la qualità dell'acqua fornita. In sostanza, acque di cattiva qualità inducono un maggior consumo idrico da parte della pianta, che ha una maggiore difficoltà nell'assorbimento dei nutrienti.

I parametri da controllare sono la salinità e la presenza di nutrienti e sostanze fitotossiche, compresi tutti i microelementi necessari allo sviluppo delle coltivazioni.

In tabella 1.3 sono presentate le caratteristiche di qualità dei reflui in funzione del diverso tipo di utilizzo agricolo.

Tabella 1.3 - Qualità dei reflui in funzione del tipo di coltura (Nicese, 2002)

TIPO DI COLTURA	TIPO DI REFLUO
Colture non alimentari con accesso controllato (es. coltura da fibra o da legno)	Non sono necessari affinamenti elevati
Vivaismo	Reflui trattati di qualità anche non particolarmente elevata
Colture alimentari da sottoporre a trasformazioni	Reflui trattati, senza necessità di una disinfezione spinta
Colture da frutto, senza contatto con parti eduli	Reflui trattati con irrigazione interrotta due settimane prima del raccolto
Pascolo da animali da latte	Massima qualità igienico-sanitaria
Colture alimentari con contatto delle parti eduli, comprese tutte le colture da radice o tubero	Massima qualità igienico-sanitaria, irrigazione interrotta due settimane prima del raccolto

Inoltre ciascuna coltura ha una diversa sensibilità ai microelementi, ma in generale i limiti di concentrazione sono riassunti in tabella 1.4.

Tabella 1.4 - Valori guida di concentrazione dei microelementi (FAO, 1994)

MICROELEMENTI	MASSIMA AMMISSIBILE [mg L ⁻¹]
As, Be, Cr, V	<0,1
Cd, Mo	<0,01
Al, Fe, Pb	<5
Co	<0,025
Cu, Mn, Ni	<0,2
F	<1
Li	<2,5
Zn	<2
B	<0,5
Se	<0,02

Tutela della salute umana

Per preservare la salute degli operatori e dei consumatori vengono poste delle restrizioni differenti, nel caso di irrigazione non limitata, effettuata su prodotti agricoli da consumare crudi (o su parchi pubblici), e nel caso di irrigazione limitata, effettuata su prodotti da non consumare crudi (o su aree verdi non aperte al pubblico), per cui può essere usata un'acqua di minore qualità. Per la definizione dei limiti vengono utilizzate delle classificazioni standard proposte dalla WHO tra cui la più recente

è riportata in tabella 1.5.

Tabella 1.5 - Valori guida per la tutela della salute (Blumenthal et al., 2000)

CATEGORIA	RIUTILIZZO	ESPOSIZIONE	IRRIGAZIONE	NEMATODI INTESTINALI [uova/litro]	COLI FECALI (per 100 ml)
A Non Limitata	Vegetali Aree Verdi	Operatori Consumatori Pubblico	Qualsiasi	$\leq 0,1$	$\leq 10^3$
B Limitata	Cereali Colture Industriali Frutteti Pascoli	B1 Agricoltori (età > 15 anni)	Aspersione	≤ 1	$\leq 10^5$
		B2 come B1	Scorrimento	≤ 1	$\leq 10^3$
		B3 Lavoratori	Qualsiasi	$\leq 0,1$	$\leq 10^3$
C Localizzata	Come B (no contatto con operatori-pubblico)	Nessuna	Microirrigazione	Non Applicabile	Non Applicabile

Nella tabella 1.6 viene mostrata la sintesi dei limiti di qualità previsti dal TU 152/2006 della normativa italiana.

Tabella 1.6 - Limiti qualitativi per il riuso definiti nel TU 152/2006

PARAMETRI		TU 152/2006	
MICROBIOLOGICI			
1	Escherichia Coli	UFC/100 mL	10 (80% dei campioni) 100 valore massimo
2	Salmonella		assente
3	Elminti	uova/100 mL	
FISICI			
4	pH		6 - 9,5
5	SST	mg/L	10
6	Conducibilità elettrica	$\mu\text{S/cm}$	3.000
7	Materiali grossolani		assente
NUTRIENTI			
8	Azoto totale	mg N/L	15
9	Azoto ammoniacale	mg NH_4 /L	2
10	Fosforo totale	mg P/L	2
CHIMICI			
11	Alluminio	mg/L	1
12	Arsenico	mg/L	0,02
13	Bario	mg/L	10
14	Berillio	mg/L	0,1
15	Boro	mg/L	1
16	Cadmio	mg/L	0,005
17	Cloro attivo	mg/L	0,2
18	Cianuri totali	mg/L	0,05
19	Cromo totale	mg/L	0,1
20	Cromo VI	mg/L	0,005
21	Cobalto	mg/L	0,05
22	Rame	mg/L	1
23	Ferro	mg/L	2

24	Fluoro		assente
25	Mercurio	mg/L	0,001
26	Litio		assente
27	Manganese	mg/L	0,2
28	Molibdeno		assente
29	Nichel	mg/L	0,2
30	Piombo	mg/L	0,1
31	Selenio	mg/L	0,01
32	Stagno	mg/L	3
33	Tallio	mg/L	0,001
34	Vanadio	mg/L	0,1
35	Zinco	mg/L	0,5
36	Cloruri	mg Cl/L	250
37	Fluoruri	mg F/L	1,5
38	Solfuri	mg H ₂ S/L	0,5
39	Solfiti	mg SO ₃ /L	0,5
40	Solfati	mg SO ₄ /L	500
41	Carbonati		assente
42	SAR		10
ORGANICI E MOLECOLE DI SINTESI			
43	BOD ₅	mg O ₂ /L	20
44	COD	mg O ₂ /L	100
45	Pesticidi clorurati (ciascuno)	mg/L	0,0001
46	Pesticidi fosforati (ciascuno)	mg/L	0,0001
47	Altri pesticidi totali	mg/L	0,05
48	Grassi e oli animali e vegetali	mg/L	10
49	Oli minerali	mg/L	0,05
50	Tensioattivi totali	mg/L	0,5
51	Fenoli totali	mg/L	0,1
52	Pentaclorofenolo	mg/L	0,003
53	Adeidi totali	mg/L	0,5
54	Tetracloroetilene Triclorometile (somma)	mg/L	0,01
55	Solventi clorurati totali	mg/L	0,04
56	Triometani	mg/L	0,03
57	Solventi organici aromatici	mg/L	0,01
58	Benzene	mg/L	0,001
59	Benzo(a)pirene	mg/L	0,00001
60	Solventi organici azotati totali	mg/L	0,01
RADIOLOGICI			
61	Alfa-radiazione totale		assente
62	Beta-radiazione totale		assente

BIBLIOGRAFIA

Asano T., Levine A.D. (1996). *Wastewater Reclamation, Recycling and Reuse: Past, Present, and Future*. Water Science & Technology, 33 (10-11), 1-14.

Blumenthal U.J., Mara D.D., Peasey A., Riuz-Palacios G., Stoot R. (2000). *Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines*. Bull World Health Organ, 78 (9), 1104-1116.

Conte G. (1999). *Il riutilizzo irriguo delle acque di scarico: opportunità e vincoli*. ENEA Giornata di studio “Il ciclo dell’acqua nella pianificazione del territorio”, S. Giovanni in Persiceto, 29/02/2001.

D. Lgs. 152/1999. *Testo aggiornato del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152, recante: “Disposizioni sulla tutela delle acque dall’inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall’inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole”, a seguito delle disposizioni correttive ed integrative di cui al decreto legislativo 18 agosto 2000, n. 258*. Supplemento Ordinario 172, Gazzetta Ufficiale Repubblica Italiana 20/10/2000 246.

D. Lgs. 258/2000. *Disposizioni correttive ed integrative del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152, in materia di tutela delle acque dall’inquinamento, a norma dell’articolo 1, comma 4, della legge 24 aprile 1998, n. 128*. Supplemento Ordinario 153, Gazzetta Ufficiale Repubblica Italiana 18/09/2000 218.

Fabrizio G., Piccini C., Delicato M.A., Mecella G. (2006). *Riutilizzo irriguo di reflui civili sottoposti a diversi processi di depurazione: effetti sul suolo e sulle colture*. Atti del convegno “Riutilizzo irriguo di acque reflue depurate”, Verona, 11/02/2006.

FAO (1994). *Water quality for agriculture*. R.S. Ayres e D.W. Westcot, FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev. 1, FAO, Roma 1985.

Metcalf & Eddy (2006). *Ingegneria delle acque reflue - Trattamento e riuso*. Roncoroni P., McGraw-Hill, 4^a edizione, Milano.

Nicese F.P. (2002). *L'utilizzo delle acque reflue urbane in agricoltura*. Atti del convegno "Acqua: risorsa strategica per l'agricoltura", Genova, 20/11/2006.

Nurizzo C. (2003). *Reclaimed water reuse in the mediterranean region: some considerations on water resources, standards and bacterial re-growth phenomena*. *Water Science and Technology: Water supply*, 3 (4), 317-324.

Rao D.L.N., Singh N.T., Guptha R.K., Tyagi N.K. (1994). *Salinity Management for sustainable agriculture*. Central Soil Salinity Research Institute, Karnal, India.

Riganti V. (2006). *Il riutilizzo delle acque reflue in Italia e all'estero: aggiornamento normativo*. 34^{esima} Giornata di studio "Riutilizzo delle acque reflue urbane e industriali", Cremona, 29-30/10/2007.

Scott C.A., Faruqui N.I., Raschid-Sally L. (2004). *Wastewater Use in Irrigated Agriculture Coordinating the Livelihood and Environmental Realities*. Scott C.A., Faruqui N.I., Raschid-Sally L., CAB International, Wallingford U.K..

Solimando D. (2008). *Acque reflue per i campi, una pratica da incentivare*. *Agricoltura*, 36 (3), 87-89.

TU 152/2006. *Norme in materia ambientale*. Supplemento Ordinario 96, Gazzetta Ufficiale Repubblica Italiana 14/04/2006 88.

USEPA (2004). *Guidelines for water reuse*. EPA manual, EPA/625/R-04/108, Washington DC.

WHO (1989). *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture: report of a WHO Scientific Group*. World Health Organization, WHO Technical Report Series 778, Ginevra.

WHO (2006). *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2: Wastewater use in agriculture*. World Health Organization, 3^a edizione, Ginevra.

CAPITOLO 2

Tipologie di impianti di trattamento per il recupero di acque reflue

2.1 Trattamenti convenzionali

I trattamenti di tipo convenzionale per la depurazione delle acque reflue in uso nella maggior parte degli impianti a tutt'oggi in funzione non sono quasi mai sufficienti al raggiungimento degli standard di qualità previsti dalla normativa per il riuso, quindi a questi si affiancano sistemi di trattamento atti all'abbattimento dei SST e della carica microbica oppure gli impianti convenzionali sono sostituiti da impianti più moderni e tecnologici, come ad esempio gli impianti a membrana MBR (Membrane BioReactor).

Si riporta di seguito una breve descrizione dei trattamenti biologici (convenzionali) e dei trattamenti specifici (aggiuntivi) per il riuso agricolo.

2.1.1 I trattamenti biologici

Con i processi biologici si intende eliminare dalle acque reflue urbane le sostanze inquinanti di natura prevalentemente biodegradabile che possono essere assimilate da parte dei batteri e dei microrganismi che fanno parte dell'ecosistema.

Biomassa sospesa

La popolazione batterica tende a concentrarsi in agglomerati di natura fioccosa, mantenuti in sospensione all'interno del reattore di ossidazione per effetto della turbolenza prodotta dai sistemi di aerazione necessari per garantire l'aerobicità del sistema.

La vasca di ossidazione è seguita da un sedimentatore, che provvede alla decantazione e quindi alla separazione per gravità dei fiocchi di fango dalle acque.

Si possono distinguere due diverse soluzioni di trattamento:

- sistemi senza ricircolo cellulare: sono raramente impiegati e vengono utilizzati nel caso in cui sia possibile mantenere nel reattore elevate concentrazioni batteriche senza necessità di reimmettere l'effluente;
- sistemi con ricircolo cellulare (processi a fanghi attivi, figura 2.1): una parte del fango separato dal sedimentatore viene reimpresso nella vasca di ossidazione per mantenere costante la concentrazione della biomassa.

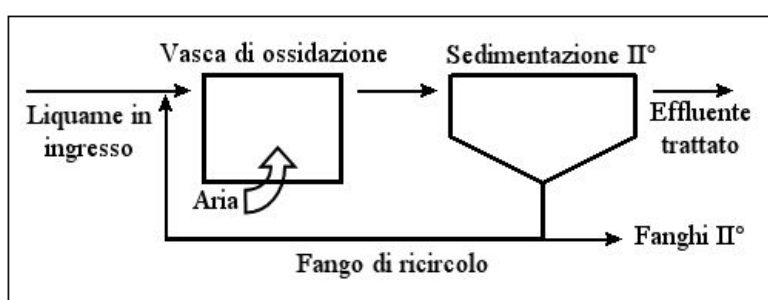


Figura 2.1 - Processo a fanghi attivi

Il dimensionamento (Bonomo, 2008; Metcalf & Eddy, 2006) viene condotto attraverso l'impiego di modelli matematici basati sulla descrizione cinetica delle reazioni biologiche: si definisce la quantità di biomassa necessaria e quindi, in funzione della sua concentrazione, il volume dei reattori.

Le vasche di ossidazione (considerate a miscelazione completa) sono in genere di sezione rettangolare con altezze comprese nell'intervallo di 3÷5 m e caratterizzate da un basso rapporto lunghezza/larghezza.

Biomassa adesa

Questo tipo di tecnologia prevede l'utilizzo di colonie batteriche sotto forma di pellicole (o biofilm) su particolari supporti fisici ad elevata superficie specifica, fissi all'interno del reattore o mantenuti in movimento dall'agitazione cui è sottoposto il refluo, ove la biomassa si sviluppa, cresce e si rinnova svolgendo la sua attività depurativa. La biomassa non viene allontanata dal reattore, rimane in esso a meno di fenomeni di distacco connessi al metabolismo batterico o al regime idraulico.

Per il dimensionamento (Bonomo, 2008; Metcalf & Eddy, 2006) non possono essere adottati gli stessi criteri di quelli adottati per i processi a biomassa sospesa poiché la quantità di biomassa non è funzione del ricircolo e per questo motivo il più delle volte si fa riferimento a valori del carico

volumetrico o del carico superficiale applicato, riferiti al substrato d'interesse, ottenendo direttamente il volume del reattore.

Esistono diversi tipi di supporto che distinguono i vari sistemi di trattamento.

- Letti percolatori (figura 2.2): il supporto alla pellicola biologica è costituito da uno spessore di materiale inerte (lapideo o sintetico).

Il dimensionamento fa riferimento a valori di carico volumetrico bassi al fine di ottenere buoni rendimenti di depurazione ($0,15 \div 0,25 \text{ kg BOD m}^{-3} \text{ giorno}^{-1}$).

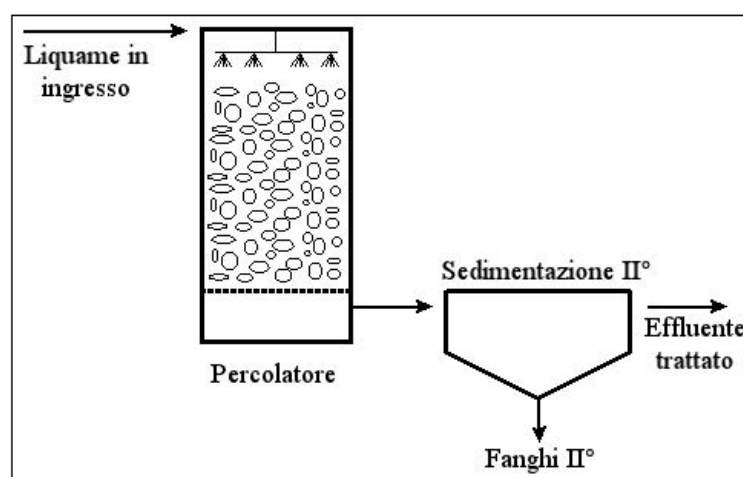


Figura 2.2 - Letto percolatore

- Rotori biologici (figura 2.3): sono costituiti da una serie di dischi paralleli che fungono da supporto per la pellicola biologica e il sistema viene mantenuto in lenta rotazione all'interno di vasche dalla forma rettangolare. Il valore medio di carico superficiale è dell'ordine di $10 \div 20 \text{ g BOD m}^{-2} \text{ giorno}^{-1}$.

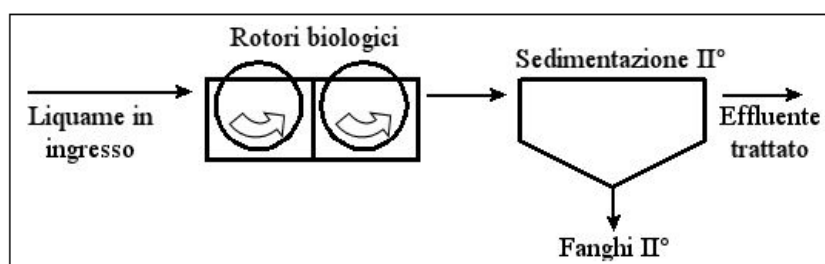


Figura 2.3 - Rotore biologico

- Filtri biologici sommersi a lavaggio discontinuo (figura 2.4): si tratta di reattori costituiti da letti filtranti dello spessore di $2,5 \div 4 \text{ m}$ con granuli di piccola pezzatura, che il refluo attraversa con moto verticale ascendente; il sistema non consente l'alimentazione continua (lavaggio discontinuo), dovendosi provvedere periodicamente al lavaggio delle pellicole di

spoglio trattenute all'interno del letto. Il carico volumetrico applicato è di $2,0 \div 2,5 \text{ kg BOD m}^{-3} \text{ giorno}^{-1}$ nel caso di rimozione del substrato organico e nitrificazione.

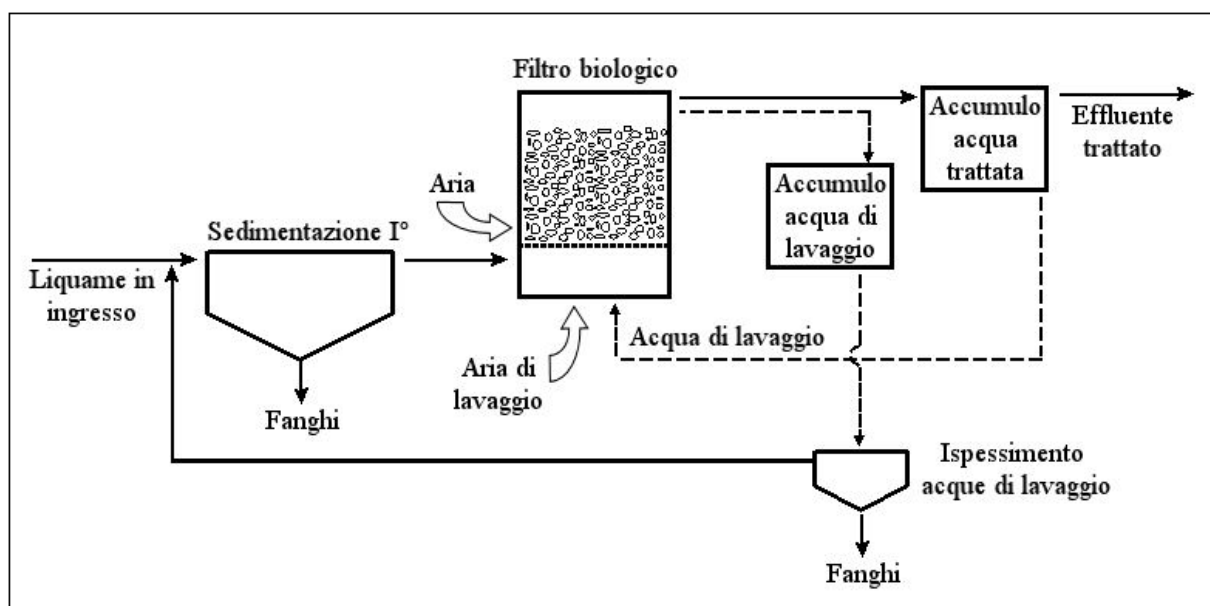


Figura 2.4 - Filtro biologico sommerso a lavaggio discontinuo

- Reattori a letto mobile (Moving Bed BioReactors MBBR, figura 2.5): riprendono la configurazione dei processi a fanghi attivi, con la differenza che la biomassa batterica si sviluppa su mezzi di supporto di dimensioni relativamente piccole mantenuti in movimento per effetto d'insuffluazione d'aria (sistemi aerobici), per azione meccanica (sistemi anossici) o per combinazione delle due. Il dimensionamento fa riferimento a carichi volumetrici variabili tra $2,5 \div 4 \text{ kg BOD m}^{-3} \text{ giorno}^{-1}$ per la rimozione del substrato organico e $0,15 \div 0,35 \text{ kg TKN (TKN: Total Kjeldahl Nitrogen) m}^{-3} \text{ giorno}^{-1}$ per la nitrificazione.

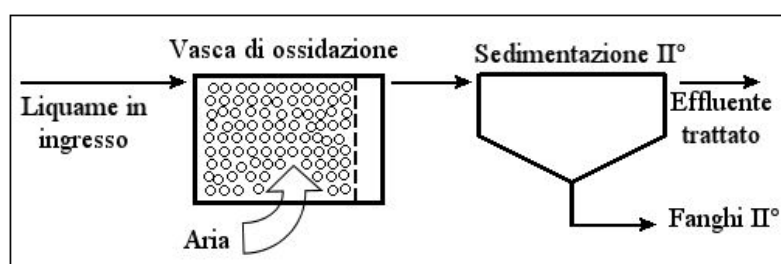


Figura 2.5 - Reattore a letto mobile

- Letti fluidizzati (figura 2.6): il supporto, solitamente sabbia ($0,2 \div 0,7 \text{ mm}$), è libero di spostarsi nel reattore essendo mantenuto in sospensione dall'elevata velocità ascensionale del refluo ($10 \div 40 \text{ m h}^{-1}$); le elevate velocità implicano reattori con altezze variabili tra gli 8 e i 10 m (sezione notevolmente ristretta) e il letto fluidizzato occupa da 1,5 a 3,5 volte il

volume a riposo.

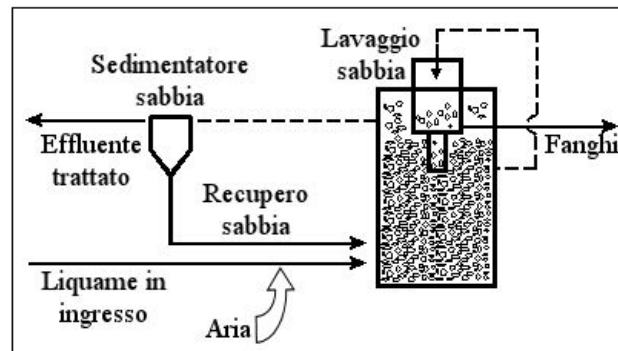


Figura 2.6 - Letto fluidizzato

Bioreattori a membrana

I reattori biologici a membrana (figura 2.7) sono il risultato dell'abbinamento dei tradizionali processi a biomassa sospesa con quelli di filtrazione su membrane di micro (50.000÷500.000 Da) e ultrafiltrazione (2.000÷80.000 Da).

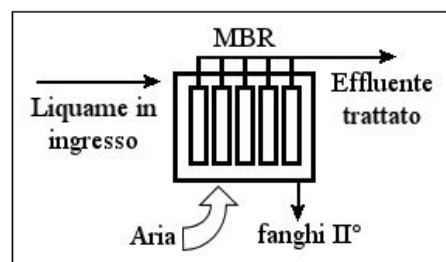


Figura 2.7 - Bioreattore a membrana

I principali vantaggi di questa tecnologia, legati alla possibilità di eliminare il sedimentatore secondario poiché la separazione solido-liquido avviene per mezzo della superficie filtrante delle membrane, sono:

- maggiore selezione della biomassa in base all'affinità con il substrato alimentato;
- diminuzione della produzione di fanghi di supero, conseguentemente ai maggiori valori di SRT (Sludge Retention Time);
- sensibile miglioramento della qualità dello scarico;
- notevole riduzione dell'ingombro planimetrico, dovuta, principalmente, alla scomparsa del sedimentatore secondario e, in parte, alla diminuzione dei volumi dei reattori biologici (generata, a sua volta, dall'incremento di concentrazione di biomassa negli stessi).

A fronte di questi vantaggi, vi sono ancora diversi aspetti da chiarire, collegati alle cinetiche di

processo e ai fenomeni di sporramento (fouling) delle membrane, e inoltre rimangono elevati i consumi energetici.

Il dimensionamento (Bonomo, 2008; Judd, 2006) viene effettuato in base al flusso di permeato [$L m^{-2} h^{-1}$] con valori che variano in base alla configurazione dei moduli di membrane:

- moduli a fibre cave: vengono utilizzate membrane cilindriche verticali (di lunghezza 2,0÷2,5 m) che sono attraversate dal flusso di permeato (circa $12\div40 L m^{-2} h^{-1}$) dall'esterno verso l'interno;
- moduli a pannelli piani: le membrane sono montate su supporti piani disposti verticalmente e sono attraversate dal flusso di permeato ($20\div100 L m^{-2} h^{-1}$) dall'esterno verso l'interno;
- moduli a membrane tubolari: le membrane sono alloggiare sulla superficie interna di sistemi tubolari porosi (con lunghezza fino a 3 m) e sono attraversate dal flusso dall'interno verso l'esterno ($40\div140 L m^{-2} h^{-1}$).

Per il calcolo dei volumi dei reattori si fa riferimento a valori di concentrazione di biomassa intorno ai $10\div15 kg SST m^{-3}$.

2.1.2 Trattamenti per il riuso in aggiunta agli impianti tradizionali

Per la rimozione dei SST vengono utilizzate principalmente tecniche di filtrazione, che possono essere di tipo volumetrico o superficiale, eventualmente coadiuvate dall'aggiunta o meno di coagulante; vantaggioso è il fatto che, con questo tipo di trattamento, si ottiene contestualmente una rimozione della carica batterica (Dickenson, 1997). Per il riutilizzo agricolo è comunque necessaria una disinfezione spinta utilizzando principalmente lampade a raggi ultravioletti (UV), acido peracetico (PAA), anche se non si esclude l'utilizzo di ipoclorito di sodio ($NaClO$) o di biossido di cloro (ClO_2) che presentano però alcuni problemi (i cloroderivati, come l' $NaClO$, possono infatti portare alla formazione di sottoprodotti indesiderati come i trialometani THM).

2.1.2.1 Filtrazione

In molti casi, la rimozione dei solidi sospesi, o trasformabili in tale forma, si può ottenere per semplice filtrazione, talvolta coadiuvata dall'uso di reagenti per la flocculazione o per la precipitazione.

Gli schemi di processo, in funzione della modalità di trattenimento dei solidi, si distinguono in:

- filtrazione di volume (figura 2.8): i solidi vengono trattenuti all'interno di un letto di materiale granulare (solitamente sabbia) per mezzo dei meccanismi di intercettazione, impatto e diffusione. Il dimensionamento è condotto in base a criteri di derivazione

empirica a partire dalla velocità di filtrazione che è funzione della granulometria del materiale del letto;

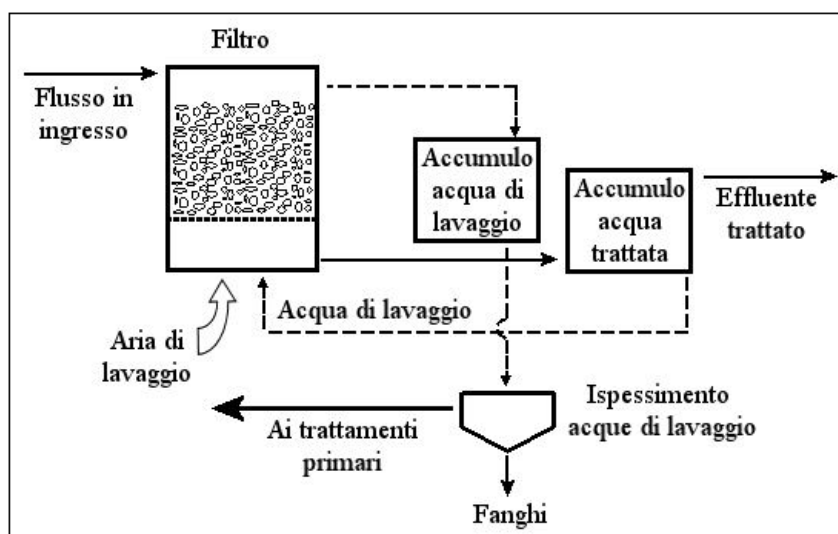


Figura 2.8 - Filtrazione di volume

- filtrazione di superficie (figura 2.9): i solidi vengono trattenuti da una superficie microstaccante (diametro dei pori $10\div 20\ \mu\text{m}$). Il dimensionamento avviene sulla base della velocità di filtrazione che è funzione del tipo di tela.

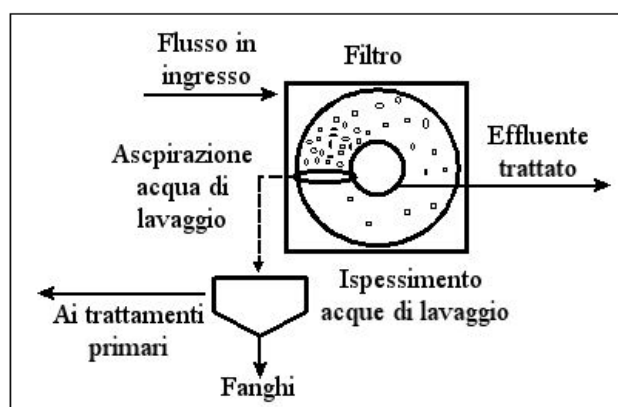


Figura 2.9 - Filtrazione di superficie

In entrambi i casi è necessario un controlavaggio per la rimozione dei solidi rimossi che altrimenti aumenterebbero significativamente le perdite di carico.

L'utilità di tale stadio diminuisce o diviene inutile quando già i trattamenti secondari prevedano forme di filtrazione più o meno spinta, come nel caso dei processi biologici a membrana o di alcuni trattamenti a biomassa adesa.

2.1.2.2 Disinfezione

Il processo di disinfezione delle acque reflue è un trattamento che, per mezzo di agenti disinfettanti, mira a ridurre la quantità di batteri, virus e parassiti ad un livello che assicuri un'adeguata sicurezza igienica.

I disinfettanti principalmente impiegati possono essere di tipo chimico (ClO_2 , NaClO , PAA, figura 2.10) o fisico (UV, figura 2.11), ciascuno caratterizzato da diverse tecniche d'impiego.

E' importante sottolineare comunque che ciascuna situazione richiede un'analisi ed una specifica messa a punto dell'intero sistema, tenendo conto di fattori quali la qualità dell'acqua da trattare, la modalità di dispersione e la geometria della vasca di contatto.

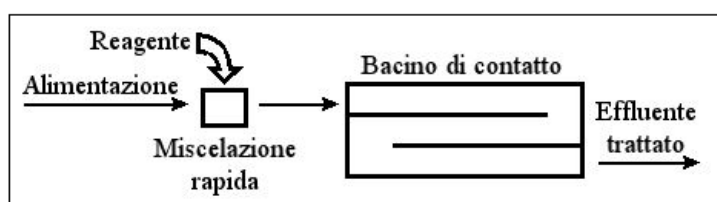


Figura 2.10 - Disinfezione chimica

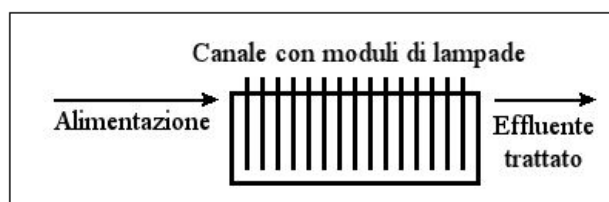


Figura 2.11 - Disinfezione fisica

Biossido di cloro

Il biossido di cloro è, a pressione atmosferica, un gas piuttosto instabile: viene per tale motivo prodotto in impianto a partire da cloro gas (Cl_2) e da clorito di sodio (NaClO_2). La formazione di ClO_2 può comportare dei rischi di esplosione se le condizioni di reazione non sono adeguatamente controllate.

L'efficacia disinfettante del biossido di cloro è buona ma in compenso presenta elevati costi di funzionamento e un'elevata complessità gestionale, che rendono l'applicazione del trattamento poco diffusa (EPA, 1999).

Ipoclorito di sodio

Attraverso l'aggiunta di NaClO all'acqua si forma acido ipocloroso (HClO) che è il vero agente disinfettante (l'effetto germicida è 80÷200 volte superiore a quello dello ione ipoclorito).

Il potere disinfettante dei cloroderivati si valuta in base al quantitativo di cloro presente (definito cloro attivo) sulla base di un'equivalenza elettrochimica con il cloro gas. Si valutano cioè le moli di sostanza elettrochimicamente equivalenti a quelle del cloro gas. Ai fini del dimensionamento, per lo scarico in acque superficiali, vengono utilizzate dosi di cloro attivo (NaClO corrisponde al 95,3% in peso di cloro attivo) tali da garantire una concentrazione di cloro residuo nell'effluente di circa 1÷2 mg L^{-1} ; la dose di cloro attivo si ricava dalle curve di breakpoint che ne descrivono l'andamento in funzione del cloro residuo (White, 2010). I tempi di contatto variano dai 20 ai 30 minuti: dosi di

cloro attivo di 5 mg L^{-1} e tempi di contatto di 20 minuti permettono una rimozione di oltre i 4 ordini di grandezza per i coliformi totali (Nurizzo, 2003).

Nonostante il semplice utilizzo e gli ottimi risultati ottenibili, l'applicazione di questo tipo di disinfezione implica inevitabilmente la formazione di organo-alogenati nocivi e ciò, solitamente, non permette il rispetto degli stringenti limiti normativi per i residui (Nurizzo et al., 2005).

Acido peracetico

Il PAA è un perossido organico, ottenibile dalla reazione d'equilibrio tra acido acetico e acqua ossigenata, che viene proposto come alternativa ai tradizionali prodotti disinfettanti cloroderivati, poiché, nonostante le quantità usate siano elevate, si evita la formazione di sottoprodotti tossici (Antonelli et al., 2006; Gehr et al., 2003; Koivunen e Heinonen-Tanski, 2005).

Altri principali vantaggi connessi all'uso dell'acido peracetico si possono così elencare (Lefevre et al., 1992; Verlicchi e Masotti, 2001):

- ampio spettro di azione nei confronti dei microorganismi;
- bassa tossicità nei confronti degli organismi animali e vegetali;
- elevata efficienza ed efficacia di azione anche in presenza di sostanze organiche;
- possibilità di convertire semplicemente gli impianti che utilizzano ipoclorito in impianti a PAA (hanno tempi di contatto simili).

Tuttavia l'uso dell'acido peracetico ha sempre posto serie problematiche di gestione, manipolazione, stoccaggio e compatibilità con i materiali a causa della sua instabilità e acidità:

- l'acido peracetico nel tempo tende a decomporsi con formazione di notevoli quantità di ossigeno, causando rischi di sicurezza per gli operatori per le possibili emanazioni di vapori fortemente irritanti e il rischio di esplosione del serbatoio. La decomposizione del PAA è catalizzata dalla presenza di metalli ed è favorita nelle miscele a più alta concentrazione;
- la caratteristica fortemente acida del PAA causa problemi di corrosione dei metalli e di irritazione per gli occhi e, a questo, si aggiunge l'odore sgradevole.

Le condizioni ottimali di disinfezione sono individuabili per dosi di $\text{PAA} \geq 2 \text{ mg L}^{-1}$ e tempi di contatto di 20÷30 minuti (Gehr et al., 2003; Kitis, 2003; Koivunen e Heinonen-Tanski, 2005).

Radiazione ultravioletta

La luce ultravioletta è una radiazione elettromagnetica con una lunghezza d'onda compresa tra 100 e 400 nm che agisce a livello cellulare sul DNA dei microorganismi impedendone la replicazione.

La radiazione ultravioletta è generata da lampade al mercurio che emettono con una lunghezza d'onda (λ) di 253,7 nm (bassa pressione), che coincide con la λ di assorbimento del DNA.

Rispetto agli altri metodi di disinfezione, l'UV presenta notevoli vantaggi:

- non implica la presenza di sostanze chimiche pericolose da maneggiare o monitorare;
- non si ha formazione di sottoprodotti indesiderati;
- i sistemi UV sono molto semplici da installare e mantenere.

D'altra parte gli UV non presentano la caratteristica di persistenza necessaria ad impedire la ricontaminazione a valle del trattamento (caratteristica che diventa importante nel caso di riutilizzo agricolo con irrigazione su colture destinate al consumo crudo). A tal proposito, non è escluso l'utilizzo di coadiuvanti come il PAA dosato a monte delle lampade (Gehr et al., 2003; Koivunen e Heinonen-Tanski, 2005).

L'efficienza di disinfezione è funzione della dose UV calcolata come prodotto dell'intensità della radiazione [mW cm^{-2}] e del tempo di esposizione. L'ottenimento del corretto dosaggio di radiazione nell'acqua è critico in quanto la dose UV cui i microrganismi sono esposti è diversa da quella applicata: l'acqua in ingresso al trattamento deve essere sufficientemente libera da composti sospesi in modo che i microrganismi siano sufficientemente esposti alla radiazione.

2.2 Impianti per il riuso in Italia

Esistono in Italia, già da diversi anni, esempi di riuso delle acque reflue; purtroppo però la situazione non è omogenea sul territorio nazionale ed il ricorso alle acque reflue per scopi irrigui o industriali è avvenuto, in pratica, esclusivamente in situazioni di emergenza idrica, divisibili in due sottogruppi:

- carenza di disponibilità idrica, principalmente nelle regioni del Sud;
- elevata esigenza idrica in porzioni di territorio limitate, come nei casi di distretti industriali particolarmente idroesigenti e di vaste aree destinate all'agricoltura intensiva.

Solo negli ultimi anni si è iniziato a programmare il riuso delle acque reflue con una visione più ampia, tenendo conto degli indubbi vantaggi di risparmio idrico di tale pratica. Un esempio è la regione Emilia Romagna che quantifica la superficie irrigabile con le acque reflue depurate in circa 200.000 ha, pari al 34% di tutta la superficie agricola irrigabile della regione (ARPA Emilia Romagna, 2004).

Una visione globale della situazione italiana è presentata in tabella 2.1, dove si confrontano le risorse idriche utilizzate in agricoltura e quelle per gli usi civili. Il riuso in agricoltura delle portate civili depurate garantirebbe risparmi di risorsa considerevoli nelle regioni del centro-sud Italia.

Tabella 2.1 - Acque utilizzate per l'agricoltura e reflue potenzialmente disponibili (CNR, 1999)

	SCOPO IRRIGUO [milioni di m ³]	USO CIVILE [milioni di m ³]	USO CIVILE / SCOPO IRRIGUO
Nord	13.470	2.855	21%
Centro	970	1.130	116%
Sud	3.506	1.274	36%
Isole	2.191	539	25%
Italia	20.137	5.798	29%

A livello regionale si è iniziato ad indicare quali impianti siano in grado di produrre acqua depurata atta al riuso in agricoltura. Per la Lombardia, ad esempio, l'ARPA ha identificato 41 impianti con una popolazione servita complessiva di circa 7.000.000 abitanti equivalenti (AE) (ARPA Lombardia, 2006).

Gli impianti che a tutt'oggi praticano il riuso agricolo sono ancora ridotti ed alcuni, nonostante raggiungano i livelli di qualità adeguati, non sono ancora sfruttati per lo scopo: ad esempio, l'impianto San Severo in provincia di Foggia, da 88.000 AE, sebbene sia indicato come adatto al riuso agricolo (APAT, 2008), ancora non fornisce le acque all'agricoltura (AQP, 2009). Nell'intera regione Puglia su 60 impianti di trattamento terziario avanzato solo due sono in funzione (Santoro et al., 2008).

Per fornire le informazioni relative agli impianti di depurazione adatti al riutilizzo della risorsa idrica le ARPA hanno fatto riferimento agli elenchi predisposti dalle regioni, in ottemperanza al TU 152/2006 e, laddove tale elenco non è stato presentato, alla programmazione effettuata nei Piani d'Ambito e nei Piani di Tutela delle Acque o a studi di settore appositamente commissionati dalle singole regioni o Agenzie. La situazione complessiva presenta nette differenze tra regione e regione anche per quanto riguarda la dimensione degli impianti al di sotto della quale si ritiene poco vantaggioso pensare a iniziative di riutilizzo delle acque depurate: mentre nelle regioni che hanno molti impianti di depurazione, anche di grandi dimensioni, tale soglia è indicata in 10.000 AE, così non è per le regioni che hanno impianti più piccoli, che propongono soglie inferiori. Non è quindi possibile presentare un quadro riassuntivo valido a livello nazionale nonostante ogni regione abbia fornito gli elenchi degli impianti esistenti che effettuano il riuso o adatti ad esso (Fiorletti, 2007).

2.2.1 Schemi di trattamento esistenti

Si riassumono i principali casi di riuso, censiti tra quelli di maggiore interesse fra quelli operativi e quelli in fase di progettazione (ARPA Lombardia, 2006).

Cremona (operativo) - 180.000 AE

In tabella 2.2 sono riportate le caratteristiche dell'impianto di Cremona.

Tabella 2.2 - Caratteristiche dell'impianto di Cremona

PORTATA TRATTATA [m ³ /d]	51.000
TIPOLOGIA ACQUE TRATTATE	60% origine civile
	40% origine industriale (prevalentemente industrie alimentari)
SCHEMA IMPIANTO	dissabbiatura - disoleatura - sedimentazione primaria - ossidazione - nitro/denitro - sedimentazione secondaria
AFFINAMENTO	filtrazione su tela - disinfezione con raggi UV
DESTINAZIONE ACQUE	irrigazione di terreni agricoli
ACQUE RECUPERATE [m ³ /d]	51.000

Per giungere all'obiettivo del riutilizzo delle acque reflue trattate è stata attuata una collaborazione tra AEM (Ambiente Energia Mobilità) spa ed il Consorzio di Bonifica Dugali. Il progetto ha preso corpo nel 1991 inserendo i trattamenti terziari di filtrazione su tela e disinfezione anche se in realtà per particolari episodi e per brevi periodi di tempo veniva già utilizzato l'ipoclorito di sodio; dovendo, però, garantire un funzionamento in continuo si è deciso di effettuare la disinfezione con raggi UV.

Si ha il riutilizzo dell'intera portata trattata, pari a 51.000 m³/d: nella stagione irrigua (da aprile a settembre) l'acqua viene immessa in un canale di irrigazione avente portata di 8 m³/s, alimentato mediante pompaggio dal fiume Po (si ha quindi un mix acque reflue / acque del Po) e da questo distribuito in canali secondari, mentre nelle stagioni non irrigue può essere deviata in altri corsi d'acqua (Cavo Cerca, Morta, Reale) per mantenere una portata d'acqua adeguata.

L'introduzione delle due nuove sezioni di trattamento ha portato un notevole miglioramento della qualità dell'effluente.

Nosedo, Milano (operativo) - 1.250.000 AE

Il Consorzio Roggia Vettabbia usa attualmente parte delle acque effluenti dall'impianto di Milano Nosedo, ma il quantitativo di acque reso disponibile per l'irrigazione risulta, in alcuni periodi, ancora insufficiente per soddisfare la richiesta del Consorzio, che auspica un aumento della portata da destinare al riuso, ancorché essa sia comunque già consistente.

In tabella 2.3 sono riportate le caratteristiche dell'impianto di Nosedo.

Tabella 2.3 - Caratteristiche dell'impianto di Nosedo

PORTATA TRATTATA [m ³ /d]	432.000
SCHEMA IMPIANTO	grigliatura grossolana/fine - dissabbiatura/disoleatura - trattamento biologico con nitro/denitro - sedimentazione finale
AFFINAMENTO	filtrazione a sabbia - disinfezione con acido peracetico (PAA)
DESTINAZIONE ACQUE	irrigazione di terreni agricoli
ACQUE RECUPERATE [m ³ /d]	345.600

Mancasale, Reggio Emilia (in progettazione) - 80.000 AE

In tabella 2.4 sono riportate le caratteristiche dell'impianto di Mancasale.

Tabella 2.4 - Caratteristiche dell'impianto di Mancasale

PORTATA TRATTATA [m ³ /d]	74.400
AFFINAMENTO	filtrazione (sabbia o tela) - disinfezione UV
DESTINAZIONE ACQUE	riuso irriguo delle acque nel periodo estivo
ACQUE RECUPERATE [m ³ /d]	74.400

Dall'analisi dei parametri normati nel TU 152/06 è risultato che le concentrazioni nell'effluente si attestano su valori rispondenti ai limiti, eccetto che per SST, azoto ammoniacale, cloruri, fosfati tensioattivi totali; risulta inoltre necessario un trattamento che consenta una rimozione maggiore al 95% per gli oli minerali e vicina al 100% per Salmonella ed *Escherichia coli*.

Per effettuare una stima dei costi di investimento e di gestione, sono state quindi prese in esame diverse tecnologie di affinamento:

- filtrazione su tela e disinfezione con UV;
- filtrazione su sabbia e disinfezione con UV;
- filtrazione su tela e disinfezione con ozono;
- filtrazione su sabbia e disinfezione con ozono.

Le prime due opzioni sono risultate economicamente più vantaggiose delle altre due (a causa degli elevati costi dell'ozono) e comunque sufficienti a garantire la rimozione di SST ed agenti patogeni. Si ritiene comunque che i trattamenti analizzati non potranno permettere la rimozione degli oli minerali, per i quali si dovrà prevedere uno specifico trattamento aggiuntivo.

Cagliari (in progettazione) - 32.000 AE

In tabella 2.5 sono riportate le caratteristiche dell'impianto di Cagliari.

Tabella 2.5 - Caratteristiche dell'impianto di Cagliari

PORTATA TRATTATA [m ³ /d]	82.192
AFFINAMENTO	trattamento con ozono - filtrazione a sabbia - disinfezione UV
DESTINAZIONE ACQUE	irrigazione per attività agricole
ACQUE RECUPERATE [m ³ /d]	82.192

Il progetto per il riutilizzo, realizzato dall'EAF (Ente Autonomo del Flumendosa), consiste nel convogliare, previo ulteriore trattamento chimico, i reflui civili trattati dall'impianto di depurazione di Cagliari verso il serbatoio artificiale di Simbirizzi attualmente operante come serbatoio di testata dello schema idrico. I reflui, accumulati nell'invaso assieme alle altre risorse "fresche", saranno destinati all'irrigazione del comprensorio irriguo della Sardegna meridionale.

Per la realizzazione del progetto l'EAF ha avviato, ormai da diversi anni, numerose attività sperimentali e di studio. Scopo di queste attività è, soprattutto, lo studio dei due aspetti ritenuti prioritari e fondamentali per la buona riuscita del progetto: da un lato non compromettere, tramite l'immissione dei reflui, il già precario stato trofico dell'invaso del Simbirizzi e dall'altro accertare la capacità dei suoli del comprensorio irriguo della Sardegna meridionale d'essere irrigati con reflui recuperati senza che ciò provochi un'alterazione delle proprietà chimico-fisiche ed idrauliche. Le principali conclusioni che si possono trarre dagli studi effettuati sono le seguenti:

- dal punto di vista della qualità delle acque, il solo problema rilevante emerso è l'alta presenza di cloruri e sodio nell'acqua in uscita dall'impianto: il problema è legato ad immissioni e/o infiltrazioni di acque saline nel collettore fognario ed è attualmente in corso di soluzione. Per il resto la qualità dell'acqua in uscita dall'impianto esistente è soddisfacente sia dal punto di vista chimico che batteriologico e, dopo il trattamento terziario, la sua immissione nel Simbirizzi non dovrebbe alterarne le caratteristiche trofiche. Al raggiungimento di questo obiettivo contribuirà in modo rilevante una corretta gestione del serbatoio, con riferimento ai rapporti di miscelazione con acque fresche ed al volume invasato;
- per quanto riguarda le proprietà idrauliche del suolo, si è osservata una variazione di conducibilità e dispersività solo nel primo strato (primi 20=25 cm), con una diminuzione, dopo i cicli con refluo, della conducibilità alla saturazione e delle proprietà diffusive del mezzo. Questo comportamento, presente in tutti i profili seppure in diversa entità, va attentamente valutato nel piano di utilizzo della risorsa, ma il fatto che sia confinato allo strato più superficiale, cioè a quello soggetto alle lavorazioni, è senz'altro positivo e a vantaggio di più facili e meno dispendiosi interventi correttivi;

- si è osservato come il suolo funzioni da efficace "filtro" per gli inquinanti microbiologici, con livelli di abbattimento del 100% anche in presenza di carichi in ingresso elevati. Riguardo agli inquinanti chimici, non si sono osservati particolari problemi neppure per i nitrati. Una certa attenzione va invece posta sulla tendenza all'accumulo nel suolo del boro, che è un elemento fitotossico. Non si notano particolari fenomeni di accumulo di metalli pesanti;
- l'indice di umificazione, che esprime il grado di condensazione aromatica delle molecole organiche, si è posizionato attorno al valore 1 (tipico delle sostanze ben umificate) anche dopo trattamento ripetuto con acqua reflua. In aggiunta si è notato che i processi di mineralizzazione sembrano non interessare i complessi umo-enzimatici stabili, ma solo la frazione definita "labile" della sostanza organica.

Stigliano, Matera (in progettazione) - 7.000 AE

In tabella 2.6 sono riportate le caratteristiche dell'impianto di Stigliano.

Tabella 2.6 - Caratteristiche dell'impianto di Stigliano

SCHEMA IMPIANTO	pretrattamenti - sedimentazione primaria - fanghi attivi combinato
AFFINAMENTO	filtrazione - disinfezione
DESTINAZIONE ACQUE	arboricoltura da legno
ACQUE RECUPERATE [m ³ /d]	1.167

Il progetto preliminare "Recupero e riutilizzo acque reflue", predisposto dall'amministrazione del Comune di Stigliano, è finalizzato al recupero, e successivo riuso, delle acque reflue dell'impianto di trattamento comunale. Tali acque saranno impiegate per l'irrigazione di un'area di circa 200 ha, da riconvertire ad arboricoltura da legno per la fabbricazione di prodotti in legno.

L'esecuzione dell'intervento richiede l'adeguamento dell'impianto di depurazione esistente e la realizzazione di una rete di distribuzione, principale e secondaria, delle acque recuperate nell'area individuata. Gli interventi sull'impianto sono finalizzati all'affinamento dei reflui da destinare al riutilizzo e consistono nella riduzione della sostanza organica, della carica microbica e dei solidi sospesi.

Le acque trattate verranno accumulate temporaneamente presso l'impianto, dove sarà realizzato un bacino di 400 m³ avente lo scopo di compenso giornaliero, e successivamente addotte all'area da irrigare attraverso una condotta di circa 5 km.

BIBLIOGRAFIA

Antonelli M., Rossi S., Mezzanotte V., Nurizzo C. (2006). *Secondary Effluent Disinfection: PAA Long Term Efficiency.* Environmental Science & Technology, 15 (40), 4771-4775.

APAT (2008). *Il riutilizzo delle acque e dei fanghi prodotti da impianti di depurazione di reflui urbani: Quadro conoscitivo generale ed aspetti specifici.* Tavolo Tecnico APAT/ARPA/APPA “Gestione sostenibile delle risorse idriche”, Roma, 80/2008.

ARPA Emilia Romagna (2004). *Studio finalizzato all'introduzione di norme e misure volte a favorire il riutilizzo delle acque reflue depurate.* Struttura tematica “Ingegneria Ambientale dell'ARPA”, Bologna.

ARPA Lombardia (2006). *Relazione generale sugli impianti di depurazione e sul riuso idrico e dei fanghi.* Tavolo Tecnico APAT/ARPA/APPA “Gestione Sostenibile delle Risorse Idriche”.

Bonomo L. (2008). *Trattamenti delle acque reflue.* Roncoroni P., McGraw-Hill, 1^a edizione, Milano.

CNR (1999). *Un futuro per l'acqua in Italia.* Quaderni dell'Istituto di Ricerca sulle acque, 109, Roma.

Dickenson T.C. (1997). *Filters and filtration handbook.* Elsevier Advanced Technology, 4^a edizione, Oxford.

EPA (1999). *Alternative Disinfectants and Oxidants Guidance Manual.* EPA, EPA/815/R-99/014, Washington DC.

Fiorletti P. (2007). *Il riutilizzo della risorsa idrica: il quadro conoscitivo elaborato da APAT con le ARPA/APPA.* 34^a giornata di studio “Il riutilizzo delle acque reflue urbane e industriali”, Cremona, 30/10/2007.

Gehr R., Wagner M., Veerasubramanian P., Payment P. (2003). *Disinfection efficiency of peracetic acid, UV and ozone after enhanced primary treatment of municipal wastewater.* Water Research, 19 (37), 4573-4586.

Judd S. (2006). *The MBR book, principles and applications of membrane bioreactors in water and wastewater treatment.* Elsevier, 1^a edizione, Oxford.

Kitis M. (2003). *Disinfection of wastewater with peracetic acid: a review.* Environment International, 1 (30), 47-55.

Koivunen J., Heinonen-Tanski H. (2005). *Peracetic acid (PAA) disinfection of primary, secondary and tertiary treated municipal wastewaters.* Water Research, 39 (19), 4445-4453.

Lefevre F., Audic J.M., Ferrand F. (1992). *Peracetic acid disinfection of secondary effluents discharged off coastal seawater.* Water Science Technology, 25, 155-164.

Metcalf & Eddy (2006). *Ingegneria delle acque reflue - Trattamento e riuso.* Roncoroni P., McGraw-Hill, 4^a edizione, Milano.

Nurizzo C. (2003). *Reclaimed water reuse in the mediterranean region: some considerations on water resources, standards and bacterial re-growth phenomena.* Water Science and Technology: Water supply, 3 (4), 317-324.

Nurizzo C., Antonelli M., Profaizer M., Romele L. (2005). *By-products in surface and reclaimed water disinfected with various agents.* Desalination, 176, 241-253.

Santoro O., Lorusso P., Pastore T., Santoro D. (2008). *Ostacoli ed Opportunità per un Riutilizzo Produttivo delle Acque Reflue Urbane in Puglia: l'esempio di Fasano.* Atti del seminario Tecnico "Il riuso delle acque reflue: esperienze locali e le problematiche da affrontare", Bari, 25/09/2008.

Verlicchi P., Masotti L. (2001). *Sistemi "convenzionali" e sistemi "naturali".* ENEA Giornata di studio "Il ciclo dell'acqua nella pianificazione del territorio", S. Giovanni in Persiceto, 29/02/2001.

White C. (2010). *Handbook of chlorination and alternative disinfectants.* Wiley J. & Sons Inc., 5^a edizione, New Jersey, 452-526.

SITOGRAFIA

AQP (2009). *www.aqp.it*. Acquedotto pugliese, Impianto di San Severo.

CAPITOLO 3

LCA e il trattamento delle acque reflue

3.1 Introduzione alla LCA

La Life Cycle Assessment è uno strumento utilizzato per l'analisi degli impatti ambientali di beni e servizi lungo tutto il ciclo di vita. Può essere considerata come l'evoluzione della tecnica di analisi energetica sviluppatasi negli USA alla fine degli anni sessanta, periodo in cui grandi aziende avevano cominciato a interessarsi alle tematiche di risparmio delle risorse energetiche e materiali e alla riduzione delle emissioni nell'ambiente (Badino e Baldo, 2000).

Negli anni seguenti lo sviluppo delle tecniche di analisi venne portato avanti principalmente da SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) con il risultato della pubblicazione nel 1993 delle linee guida LCA "A Code of Practice", da cui verranno definite anche le normative ISO 14040-44 (Klöpffer, 2006).

La definizione di LCA è stata coniata da SETAC stessa nel 1990: "Una LCA è un procedimento oggettivo di valutazione dei carichi energetici e ambientali relativi a un processo o ad un'attività, effettuato attraverso l'identificazione dell'energia e dei materiali usati e dei rifiuti rilasciati nell'ambiente. La valutazione include l'intero ciclo di vita del processo o attività, comprendendo l'estrazione e il trattamento delle materie prime, la fabbricazione, il trasporto, la distribuzione, l'uso, il riuso, il riciclo e lo smaltimento finale".

3.2 Struttura della LCA applicata alle acque reflue

In generale la struttura della LCA è sintetizzabile in quattro fasi principali, mostrate in figura 3.1 (UNI EN ISO 14040-44:2006):

1. Definizione degli scopi e degli obiettivi: è la fase preliminare in cui vengono esplicitate le

finalità dello studio, l'unità funzionale, i confini del sistema, l'affidabilità dei dati ed altre assunzioni necessarie allo svolgimento dell'analisi.

2. Analisi dell'inventario: è la fase in cui bisogna ricostruire il flusso dell'energia e dei materiali del sistema in esame tramite tutti i processi di trasformazione e trasporto.
3. Valutazione dell'impatto: si studia l'impatto ambientale provocato dal processo o dall'attività quantificandone gli effetti a seguito dei rilasci nell'ambiente.
4. Interpretazione dei risultati: è la parte conclusiva, necessaria per agire verso il miglioramento delle prestazioni ambientali.

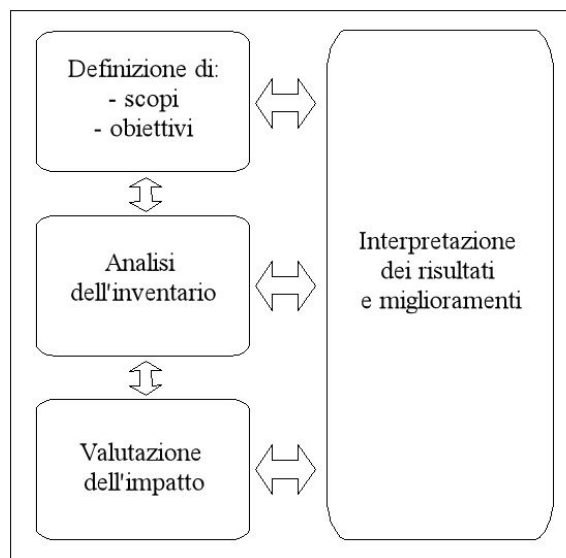


Figura 3.1 - Fasi della LCA

3.2.1 Definizione degli scopi e degli obiettivi

La fase di definizione degli obiettivi e del campo di applicazione è fondamentale perché determina la ragione per cui si effettua una LCA, descrive il sistema oggetto di studio ed elenca le tipologie di dati necessari allo studio stesso.

L'obiettivo dello studio deve stabilire senza ambiguità il tipo di applicazione, le ragioni per le quali viene effettuato lo studio ed il destinatario previsto, inteso come colui al quale sono comunicati i risultati. Nella definizione del campo di applicazione è necessario prendere in considerazione le funzioni del sistema-prodotto, l'unità funzionale, i confini del sistema, le categorie d'impatto e la tipologia dei dati.

Sia per la definizione dell'obiettivo che del campo di applicazione è consentito che l'iteratività del processo possa permettere la modifica del loro contenuto anche durante il corso dell'analisi.

3.2.1.1 Obiettivi dell'applicazione della LCA

Tipico obiettivo, relativo allo studio dei trattamenti di acque reflue destinate al riuso agricolo, è la

valutazione della sostenibilità ambientale delle tecniche di depurazione. Più specifico risulta essere il confronto tra le diverse fasi delle filiere di trattamento, valutando quale sia la più impattante dal punto di vista ambientale in modo da concentrare su di essa gli sforzi di miglioramento.

3.2.1.2 Campo di applicazione della LCA

Il campo di applicazione viene definito sulla base dell'obiettivo delle risorse disponibili e deve prendere in considerazione tutti gli argomenti rilevanti come previsto dalla ISO 14040. Le sezioni in cui viene suddiviso il campo di applicazione della LCA vengono qui di seguito definite in dettaglio.

Funzioni del sistema-prodotto

La funzione del sistema-prodotto consiste nelle caratteristiche prestazionali dello stesso, che nel caso degli impianti di trattamento delle acque reflue è la depurazione, con il conseguente raggiungimento degli standard di qualità necessari allo scarico in corpo idrico recettore o al riuso agricolo o industriale.

Unità funzionale

L'unità funzionale è definita dalla norma ISO 14040 come il parametro cui riferire tutti gli elementi che compongono il bilancio ambientale del sistema in esame. In caso di sistemi complessi, in cui le prestazioni del prodotto in uscita non sono sempre chiaramente definite, la scelta dell'unità funzionale diviene molto importante, perché da essa potranno dipendere tutti i risultati successivi.

Si tratta perciò di chiarire quali sono i prodotti-servizi ascrivibili ad un impianto di depurazione delle acque reflue ed i suoi scopi. Poiché lo scopo degli impianti è la rimozione (fino a un prefissato livello) degli inquinanti presenti nelle acque in ingresso, a tal proposito si potrebbero definire diverse UF che indichino le quantità di inquinanti rimossi (BOD, TKN, SS, ecc). UF definite in questo modo però sono problematiche per l'allocazione (ripartizione degli impatti e dei consumi tra le unità di processo), per le incertezze di misura e le differenze tra i vari siti che, di fatto, renderebbero il confronto impossibile (Gaggero et al., 2004). Diviene quindi più conveniente l'utilizzo di unità funzionali che meglio si prestano a confronti, come la portata (Suh e Rousseaux, 2002): è preferibile ad esempio usare come UF il m³ di acqua trattata dall'impianto in un determinato periodo di tempo (Gaggero et al., 2004), scelta che però non considera le caratteristiche qualitative dell'acqua in ingresso e uscita e diventa quindi poco pratica per il confronto tra impianti già funzionanti, mentre per il dimensionamento di impianti non ancora esistenti il problema si risolve semplicemente imponendo delle caratteristiche medie dell'acqua in ingresso ed in uscita. E' necessario inoltre definire l'intervallo specifico di portata di acqua da trattare prima di iniziare il

dimensionamento teorico degli impianti stessi, poiché questa scelta condiziona fortemente la possibile filiera di trattamento. Si possono ad esempio identificare quattro gruppi in base alla capacità di trattamento (Hospido et al., 2007):

- minori di 5.000 AE;
- da 5.000 a 10.000 AE;
- da 10.000 a 50.000 AE;
- maggiori di 50.000 AE.

Un'altra UF è l'abitante equivalente (in base al carico di BOD giornaliero come definito anche dalla normativa italiana nel TU 152/06), sempre però indicando la fascia di portata trattabile (Machado et al., 2006). Nel caso poi del riutilizzo delle acque trattate si ha una complicazione aggiuntiva: lo scopo dell'impianto non è più soltanto la depurazione delle acque reflue, ma anche la produzione di acqua per il riutilizzo. In questo caso andranno ben specificati gli scenari di reimpiego. Nel caso di confronti tra impianti che applichino il riuso e impianti che invece non lo applichino si crea una complicazione: agli impianti senza riuso andranno aggiunti tutti gli impatti derivanti dal trattamento che subiscono le acque di approvvigionamento usate al posto dei reflui depurati (Muñoz et al., 2008).

Un altro fattore importante da considerare per la definizione dell'unità funzionale è l'orizzonte temporale considerato. Molte fasi del trattamento vanno incontro a deterioramento fisico e devono subire delle sostituzioni periodiche (membrane, lampade UV, ecc): vanno quindi scelti degli orizzonti temporali adeguati per tenere in conto queste sostituzioni periodiche, e l'UF potrebbe diventare una portata media per un periodo di utilizzo adeguato che ad esempio potrebbe essere di 25 anni (Ortiz et al., 2007). Se si utilizza una portata essa può essere riferita sia al flusso d'acqua in ingresso, sia al flusso depurato uscente e sia al flusso di fanghi uscenti, in base al tipo di studio che si vuole portare avanti. In ogni caso andrebbero però considerate possibili variazioni di flusso dalla portata media utilizzata, dovute ad eventi meteorici, variazioni stagionali, difetti di misure, ecc. In realtà queste variazioni non condizionano i risultati finali di un'analisi LCA comparativa, come mostrato da numerose analisi di sensitività (Renou et al., 2008).

Nel caso di una LCA comparativa si hanno alcune semplificazioni: il confronto si svolge solo sulle differenze tra i vari impianti, mentre le parti comuni possono venire escluse dall'analisi, in quanto irrilevanti per la creazione di un ordinamento. Questo non ha però ripercussioni sulla scelta dell'UF adeguata.

Confini del sistema

I confini del sistema definiscono quali unità di processo includere nel sistema e il livello di dettaglio con cui analizzare tali unità (per unità di processo si intende la più piccola parte del sistema). I criteri utilizzati nella scelta dei flussi in ingresso e in uscita devono essere esplicitati.

La definizione dei confini del sistema è strettamente legata agli scopi dell'LCA. E' importante semplificare dove possibile, senza compromettere i risultati dello studio: si può, ad esempio, pensare di tralasciare lo studio degli impatti della rete di collettamento e distribuzione delle acque reflue e trattate, in quanto sono elementi comuni a tutti gli impianti di depurazione (Waste Water Treatment Plant, WWTP).

E' necessario valutare con cautela se considerare all'interno dei confini del sistema tutte le fasi della vita degli impianti, cioè la costruzione, la fase operativa e la dismissione: generalmente la fase operativa presenta impatti molto maggiori della costruzione (Lundie et al., 2004) e inoltre è stato riscontrato che la differenza tra gli impatti della fase di costruzione per WWTP diversi è sempre molto ridotta rispetto alle differenze della fase operativa (Tillman et al., 1998). Altri studi però considerano anche la fase di costruzione e di dismissione degli impianti (anche per una LCA comparativa), mostrando che non per tutte le tipologie d'impianto valgono le considerazioni fatte in precedenza. Ad esempio, per un impianto di fitodepurazione la fase operativa risulta meno impattante delle due fasi di costruzione e dismissione (Machado et al., 2006). Per la fase di dismissione vanno definite chiaramente le opzioni di smaltimento: Lim e Park (2007) definiscono che la dismissione comporta il completo riciclaggio di tutte le tubazioni in acciaio in forni elettrici ad arco per la formazione di barre semilavorate pronte per altri utilizzi.

Categorie d'impatto

La scelta e la definizione delle categorie di impatto deve essere stabilita rispettando i requisiti di:

1. completezza nella descrizione di tutti i possibili effetti ambientali,
2. indipendenza, cioè le varie categorie non devono essere ridondanti,
3. praticità, deve esserci una facile comprensione dei risultati.

Gli indicatori di categoria servono per fornire un risultato unico per tutte le emissioni di inventario appartenenti ad una certa categoria di impatto.

Le principali categorie d'impatto generalmente considerate in uno studio LCA per impianti di depurazione di acque reflue sono qui di seguito elencate:

- consumo di risorse non rinnovabili (Abiotic Depletion Potential, ADP) [kgSb eq] (Guinee et al., 2001);

- cambiamenti climatici (Global Warming Potential, GWP) [kgCO₂ eq] (Houghton et al., 1994);
- acidificazione (Acidification Potential, AP) [kgSO₂ eq] (Heijungs et al., 1992);
- assottigliamento dello strato di ozono (Ozone Depletion Potential, ODP) [kgCFC11 eq] (World Meteorological Organisation, 1992);
- formazione di ossidanti fotochimici (Photochemical Ozone Creation Potential, POCP) [kgC₂H₄ eq] (Hauschild e Wenzel, 1998);
- eutrofizzazione (Eutrophication Potential, EP) [kgPO₄ eq] (Heijungs et al., 1992);
- tossicità umana (Human Toxicity Potential, HTP) e ecotossicità acquatica marina (Marine Aquatic EcoToxicity Potential, MAETP), dei sedimenti marini (Marine Sediment EcoToxicity Potential, MSETP), terrestre (Terrestrial Ecotoxicity Potential, TEP) e delle acque dolci (Fresh Water Aquatic Ecotoxicity Potential, FWAEP) [kg1,4-DCB eq] (Huijbregts, 1999).

Gli impatti possono essere divisi a seconda della loro estensione geografica in impatto globale, impatto regionale e impatto locale: questa suddivisione è significativa per la parte finale della valutazione, dove i contributi alle varie categorie di impatto sono normalizzati e pesati, perché il carattere e il modo dell'azione differiscono per differenti estensioni geografiche. Ad esempio il consumo delle risorse non rinnovabili è un impatto globale, l'eutrofizzazione può essere globale, regionale e locale, mentre il consumo delle risorse rinnovabili è locale, o in alcuni casi regionale (Bonoli, 2007). Per valutare il contributo delle diverse sostanze alle categorie d'impatto si utilizzano metodi di caratterizzazione che associano un fattore di equivalenza relativo a ogni elemento dell'inventario misurandone l'influenza sulla categoria d'impatto in questione (si veda anche paragrafo 3.2.3).

Tipologie di dati

I parametri con i quali valutare la qualità dei dati sono (UNI EN ISO 14044:2006):

1. il fattore temporale. I dati devono essere acquisiti entro un intervallo prestabilito di tempo;
2. la geografia. I dati devono essere acquisiti entro un certo intervallo geografico;
3. la tecnologia. I dati devono essere confrontabili del punto di vista tecnologico.

I dati devono possedere anche un livello di dettaglio che dipende dalla definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione in termini di precisione, completezza, rappresentatività, coerenza e riproducibilità.

Le principali tipologie di dati generalmente considerate in uno studio LCA per impianti di

depurazione di acque reflue sono qui di seguito elencate:

- attività svolte all'interno dell'impianto di depurazione;
- costruzione dell'impianto di depurazione;
- fabbricazione dei materiali impiegati;
- produzione dell'energia elettrica;
- produzione di composti chimici impiegati nel processo;
- dismissione dell'impianto di depurazione.

Le fonti da cui ricavare le suddette tipologie di dati sono molteplici, tra cui si ricordano principalmente questionari, analisi dirette, bilanci di massa ed energia e la consultazione di banche dati specifiche per la LCA.

3.2.2 Inventario

Nell'analisi di inventario (Life Cycle Inventory, LCI) vengono considerati i flussi di materia ed energia prendendo in esame l'intera vita del sistema-prodotto (figura 3.2).

A questo scopo si modellizzano le strutture del processo complessivo, così da avere un supporto per assemblare tutti i dati: i flussi di materia ed energia vengono determinati sulla base delle entrate e delle uscite di ciascun processo parziale, in relazione ai confini del sistema. Connessi tra loro i vari processi parziali, è possibile simulare la rete di connessioni che intercorrono tra i moduli e l'ambiente: si tracciano quindi i bilanci di massa e di energia, che diventano l'inventario vero e proprio del sistema complessivo.

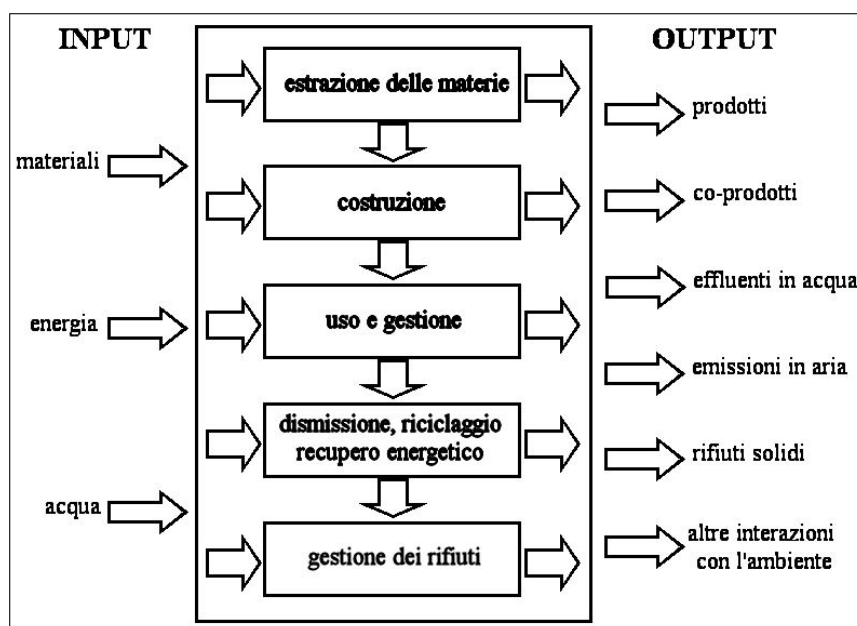


Figura 3.2 - Analisi dell'inventario

Tutti i flussi vengono riferiti all'unità funzionale e sono espressi in unità fisiche.

3.2.3 Valutazione degli impatti

Con la valutazione dei flussi di materia e di energia calcolati durante l'analisi dell'inventario è possibile stimare l'impatto ambientale: tale stima è necessaria per riconoscere, riassumere e quantificare i possibili effetti ambientali dei sistemi esaminati.

Diverse commissioni lavorano ancora oggi sullo sviluppo di un metodo unico per la valutazione degli impatti, fase che comprende i seguenti momenti:

- classificazione (obbligatoria): i flussi di materia ed energia, esaminati nell'analisi dell'inventario, vengono assegnati alle categorie ambientali fissate in precedenza (paragrafo 3.2.1.2);
- caratterizzazione (obbligatoria): con l'aiuto di fattori di equivalenza, i differenti contributi dei materiali e delle emissioni vengono aggregati in un determinato effetto ambientale e rapportati ad una sostanza di riferimento. I flussi registrati nell'analisi dell'inventario vengono cioè moltiplicati per i rispettivi fattori di equivalenza e sommati tra loro: il potenziale d'impatto così determinato rappresenta la misura di un possibile danno ambientale;
- normalizzazione (opzionale): il potenziale d'impatto determinato viene messo in relazione con valori di riferimento che generalmente rappresentano dati medi su scala mondiale, europea o regionale e riferiti ad un determinato intervallo di tempo;
- pesatura (opzionale): viene condotta l'aggregazione delle categorie d'impatto in uno o più indici riassuntivi, attribuendo a ciascuna un peso. L'attribuzione dei pesi, per evitare troppa soggettività, deve seguire una procedura condivisa a livello internazionale (Baldo et al., 2005; De Santoli, 2006).

Per la fase di caratterizzazione si utilizzano specifici metodi tra cui:

- Ecoindicator 99 che tramite un'assegnazione di pesi fornisce un punteggio (Ecopoint) grazie al quale è possibile effettuare un ordinamento (Goedkoop e Spriensma, 2001). L'assegnazione dei pesi è tuttavia una pratica soggettiva, a cui il metodo cerca di porre rimedio rifacendosi alla teoria degli archetipi comportamentali delle persone (Thompson et al., 1999). Tali archetipi sono:
 - "individualist" è una persona libera da qualsiasi legame, nella sua visione tutto è provvisorio e soggetto a negoziazione;

- “egalitarian” possiede un forte attaccamento al gruppo ma non alle sue imposizioni e, non riconoscendo differenze di ruolo, rende ambigue le relazioni all'interno del gruppo scatenando spesso conflitti;
- “hierarchist” è un soggetto che possiede forti legami sia con il gruppo sia con le sue regole e crea una forte stabilità favorendo azioni di controllo su di sé e sugli altri.

Da qui hanno origine le tre versioni del metodo Ecoindicator:

- individualista, Ecoindicator 99 I: prospettiva a breve termine (visione provvisoria), include nell'analisi sostanze solo se è provato il loro effetto;
- ugualitaria, Ecoindicator 99 E: prospettiva a lunghissimo termine, include nell'analisi sostanze anche se vi è una sola indicazione del loro effetto;
- gerarchica, Ecoindicator 99 H: prospettiva a lungo termine, include nell'analisi sostanze se vi è un consenso generale del loro effetto.

In tutti e tre i casi il metodo considera tre macrocategorie di danno che raggruppano le varie categorie d'impatto (figura 3.3):

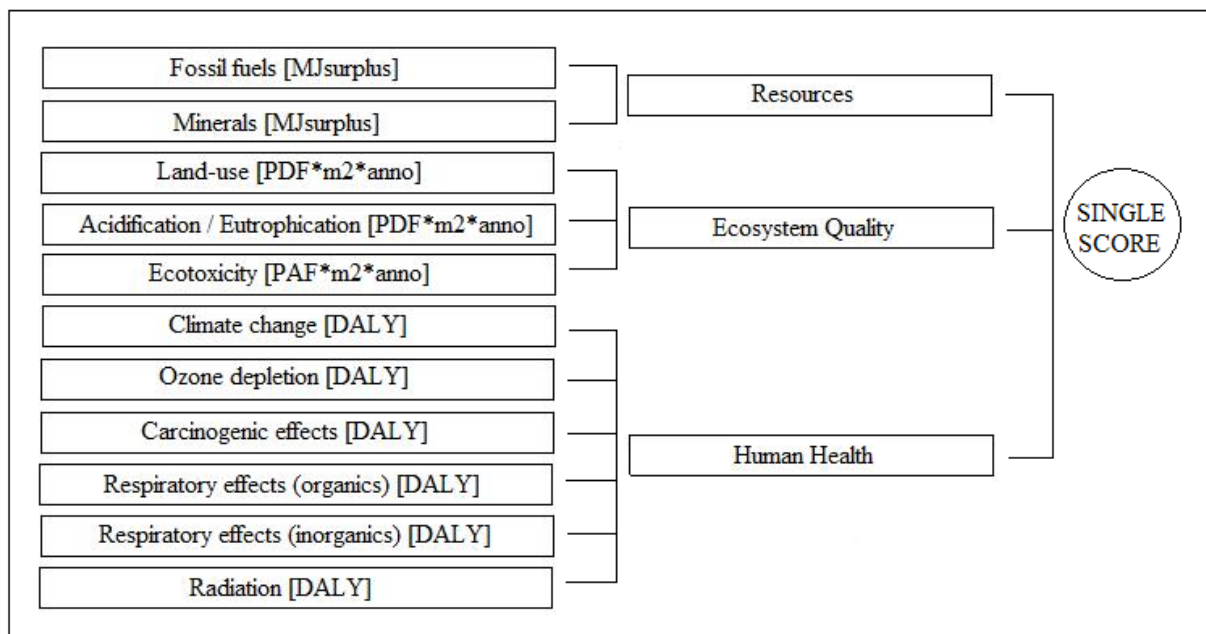


Figura 3.3 - Metodo Ecoindicator

- Human Health [DALY]^a (danni causati alla salute umana): HH Carcinogenic effects,

^a [DALY] = Disability Adjusted Life Years: indica la somma degli anni di vita persi a causa di una morte prematura e degli anni di produttività persi a causa di una disabilità

- HH Respiratory effects (organics), HH Respiratory effects (inorganics), HH Climate change, HH Radiation, HH Ozone depletion;
- Ecosystem Quality (danni causati alla qualità dell'ecosistema): EQ Acidification / Eutrophication [$\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{anno}$]^b, EQ Ecotoxicity [$\text{PAF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{anno}$]^c, EQ Land-use [$\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{anno}$];
 - Resources [$\text{MJ}_{\text{surplus}}$] (sfruttamento delle risorse): R Minerals, R Fossil fuels.

Si specifica che la categoria “Fossil fuels” non viene analizzata nell'Ecoindicator I.

Nelle tre versioni del metodo le fasi di normalizzazione e pesatura utilizzano dei fattori e dei pesi diversi, come mostrato in tabella 3.1.

Tabella 3.1 - Fattori di normalizzazione e pesi delle tre varianti dell'Ecoindicator

	FATTORE (normalizzazione)			PESO (pesatura)		
	HH	EQ	R	HH	EQ	R
	[DALY^{-1}]	[$(\text{PDF}\cdot\text{m}^2\cdot\text{anno})^{-1}$]	[$\text{MJ}_{\text{surplus}}^{-1}$]			
Ecoindicator I/I	121	$2,22\cdot 10^{-4}$	$6,77\cdot 10^{-3}$	550	250	200
Ecoindicator E/E	64,7	$1,95\cdot 10^{-4}$	$1,68\cdot 10^{-4}$	300	500	200
Ecoindicator H/H	65,1	$1,95\cdot 10^{-4}$	$1,19\cdot 10^{-4}$	300	400	300

- EDIP 2003 (Environmental Design of Industrial Products) che lavora allo stesso modo di Ecoindicator, ma con categorie d'impatto e valori di normalizzazione e pesi diversi (Guinee, 2002). Il metodo EDIP comprende le seguenti categorie generali di impatto che hanno tra loro la stessa importanza:
 - impatto ambientale: include gli impatti sull'ambiente esterno e tra questi quelli sulla salute umana (Global warming, Ozone depletion, Ozone formation (vegetation), Ozone formation (human), Acidification, Terrestrial eutrophication, Aquatic eutrophication (EP/N), Aquatic eutrophication (EP/P), Human toxicity air, Human toxicity water, Human toxicity soil, Ecotoxicity water acute, Ecotoxicity water chronic, Ecotoxicity soil chronic);
 - consumo delle risorse: include il consumo delle risorse e la produzione di rifiuti (Resources e Waste (Hazardous, Slags / Ashes, Bulk, Radioactive));
 - impatto nell'ambiente di lavoro: la persona nell'ambiente di lavoro è esposta a fenomeni di natura fisica, chimica, biologica o psicosociale che possono creare

^b [PDF] = Potentially Disappeared Fraction: indica la frazione di ecosistema potenzialmente scomparsa a causa di un effetto letale di una sostanza

^c [PAF] = Potentially Affected Fraction: indica la frazione di ecosistema potenzialmente affetta da un disturbo

fastidi e danneggiare la salute; solo i fattori negativi per la sicurezza e la salute sono chiamati impatti nell'ambiente di lavoro. Non è possibile includere tutti i tipi di fenomeni nell'LCA: lo spettro è troppo ampio e molti di questi non possono essere riferiti a processi individuali o prodotti, ma dipendono dal modo in cui la produzione è organizzata. Si specifica che nell'analisi con il software SimaPro (capitolo 6) questo tipo d'impatto non viene considerato.

- CML 2 (Centrum Milieukunde Leiden) che diversamente dagli altri due metodi non effettua la pesatura, evitando la soggettività (CML, Università di Leiden, 2001). Il metodo comprende le seguenti categorie d'impatto: Abiotic depletion, Acidification, Eutrophication, Global Warming, Ozone air depletion, Human toxicity, Fresh water aquatic ecotoxicity, Marine aquatic ecotoxicity e Photochemical oxidation.
- CED (Cumulative Energy Demand) che è un metodo utile a supportare le analisi energetiche legate ai sistemi produttivi ed in particolare per individuare le fasi più energivore di un sistema, costituire la base di un bilancio ambientale e essere il punto di partenza per poter effettuare confronti con analisi in cui si considera solo l'energia diretta. Le categorie d'impatto coinvolte sono: Non renewable (fossil), Non renewable (nuclear), Renewable (biomass), Renewable (wind, solar, geothermal) e Renewable (water).

3.2.4 Interpretazione dei risultati

L'obiettivo di questa fase è l'analisi dei risultati ottenuti, nonché la spiegazione del significato che essi assumono e delle restrizioni che pongono.

L'interpretazione dei risultati è una procedura sistematica articolata in tre momenti:

- identificazione dei fattori significativi: si determinano i fattori significativi per il raggiungimento degli obiettivi prefissati dalla LCA;
- valutazione dei dati e dei risultati finali: si effettuano un'analisi di completezza, sensibilità e coerenza degli stessi;
- conclusioni: si traggono delle conclusioni e si forniscono delle raccomandazioni sulla base degli obiettivi e dell'ambito della LCA.

3.3 Applicazioni della LCA ad impianti esistenti di depurazione delle acque reflue

Sono presenti, in letteratura, diversi casi di applicazione della metodologia di analisi di ciclo di vita ad impianti di depurazione, due dei quali vengono qui di seguito descritti in modo dettagliato

(paragrafo 3.3.1 e 3.3.2). Altre applicazioni vengono delineate brevemente nel paragrafo 3.3.3.

3.3.1 Impianto di depurazione consortile di Savona (Gaggero et al., 2004)

L'impianto in esame tratta i liquami di dieci comuni liguri con una capacità di $13.000.000 \text{ m}^3 \text{ anno}^{-1}$ e si compone di una linea acque e una linea fanghi così costituite (Depuratore Savona, 2010):

- linea acque: i liquami subiscono le operazioni meccaniche di grigliatura e dissabbiatura-disoleatura; sono poi sottoposti a sedimentazione primaria, operazione che precede l'ingresso dei liquami nella sezione biologica convenzionale a biomassa sospesa (pre-denitrificazione e nitrificazione/ossidazione). Il flusso in uscita viene sottoposto a sedimentazione secondaria e poi scaricato direttamente a mare;
- linea fanghi: sabbie e grigliati vengono smaltiti in discarica, i fanghi biologici di supero sono sottoposti ad addensamento (addensatore dinamico a coclea), i fanghi primari a ispessimento a gravità e poi entrambi a disidratazione meccanica. I fanghi disidratati vengono inviati a impianti di trattamento esterni per la produzione di fertilizzanti (scenario 1) oppure in discarica (scenario 2).

Definizione degli obiettivi

L'obiettivo dello studio è stato quello di valutare il carico ambientale prodotto dal trattamento dei liquami civili nell'impianto di riferimento e dalla gestione dello stesso per un anno di vita.

Quest'analisi è stata estesa inoltre ai due scenari di trattamento dei fanghi di depurazione per stabilire quale dei due garantisca le migliori prestazioni ambientali e comporti il maggior grado di sostenibilità.

Unità funzionale

L'analisi ha preso in considerazione 1 m^3 di acqua trattata.

Confini del sistema

I confini del sistema hanno incluso la fase di produzione, coincidente con l'approntamento dei beni necessari alla realizzazione del servizio e comprendente la costruzione della rete di raccolta dei liquami e dell'impianto, e la fase d'esercizio, corrispondente alla fornitura del servizio e comprendente la gestione delle stazioni di sollevamento e delle linee acque-fanghi dell'impianto.

All'interno della fase d'uso è stata presa in considerazione anche la fase di smaltimento dei fanghi di depurazione (fine vita).

Categorie d'impatto

Sia per la fase di produzione che per quella d'uso sono state considerate le seguenti categorie

d'impatto: cambiamenti climatici, acidificazione, assottigliamento dello strato di ozono, formazione di ossidanti fotochimici, eutrofizzazione, ecotossicità marina e dei sedimenti marini.

La normalizzazione, per poter eseguire un confronto tra le diverse categorie d'impatto, è stata fatta secondo il metodo di caratterizzazione CML 1992.

Tipologie dei dati

Per la fase di produzione dei materiali necessari all'impianto, per le operazioni unitarie che costituiscono il processo di depurazione del refluo, per il trasporto e per il trattamento esterno del fango sono stati utilizzati dati specifici rilevati in sito, mentre per le altre informazioni si è fatto riferimento a dati generici ricavati da processi equivalenti (come la produzione di elettricità, plastiche, prodotti chimici e materiali da costruzione) e dalla letteratura idraulica (per la determinazione della quantità di liquami scaricati a mare in seguito a guasti o interventi di manutenzione della rete di adduzione).

Analisi

Raccolti i dati e definite le categorie d'impatto è stato realizzato un confronto tra le singole fasi del processo e, all'interno di ogni singola fase, il confronto tra le diverse tecnologie e sottounità per determinare la più impattante. Le analisi che sono state effettuate sono quindi le seguenti:

- confronto tra le fasi di produzione e di esercizio dell'impianto e di fine vita dei fanghi;
- confronto all'interno della fase di esercizio tra la gestione delle stazioni di sollevamento e la gestione dell'impianto;
- confronto all'interno della fase di fine vita dei fanghi tra il loro smaltimento in discarica e il loro trattamento in un impianto esterno, considerando, e non, i possibili recuperi energetici e di produzione di fertilizzanti.

Interpretazione dei risultati

L'analisi ha portato ai seguenti risultati:

- confronto tra le fasi costituenti il processo: la fase di esercizio si è dimostrata la più impattante (figura 3.4);
- confronto all'interno della fase d'esercizio: la gestione dell'impianto di depurazione si è rilevata più impattante rispetto a quella della stazione di sollevamento (figura 3.5);
- confronto all'interno della fase di fine vita del fango: lo smaltimento in discarica si è rivelato maggiormente impattante (figura 3.6);

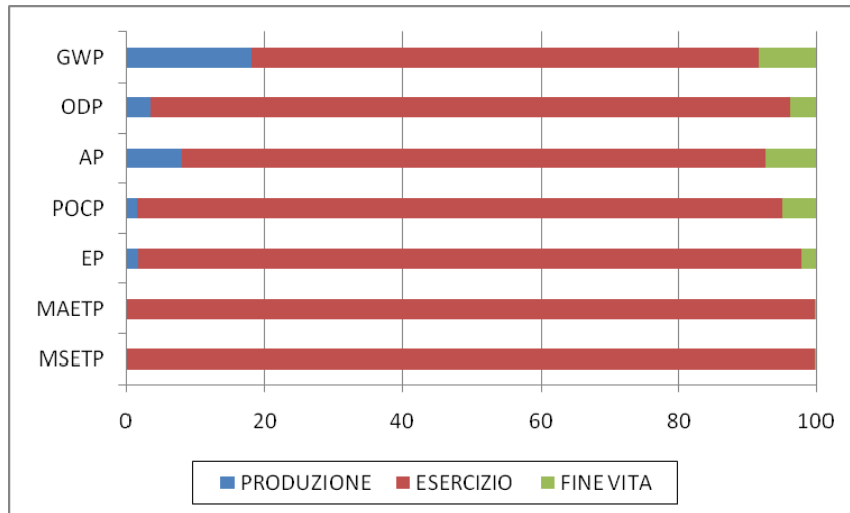


Figura 3.4 - Confronto tra le fasi (Gaggero et al., 2004)

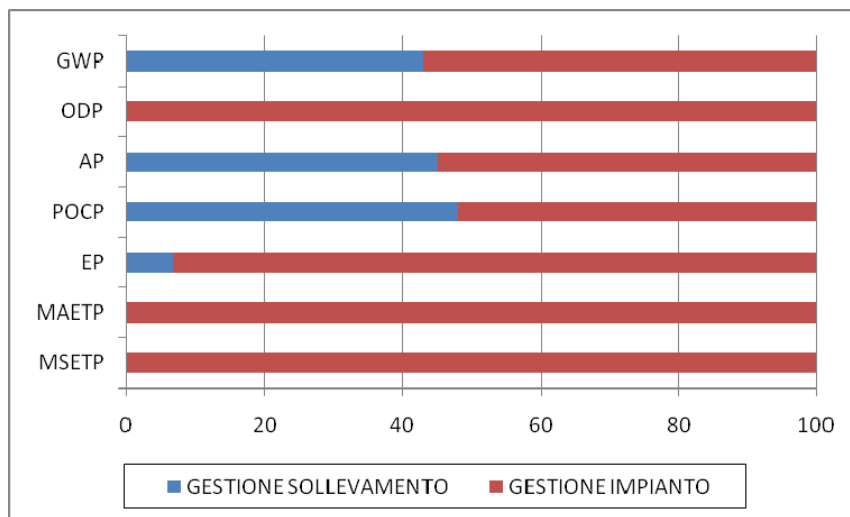


Figura 3.5 - Fase d'esercizio (Gaggero et al., 2004)

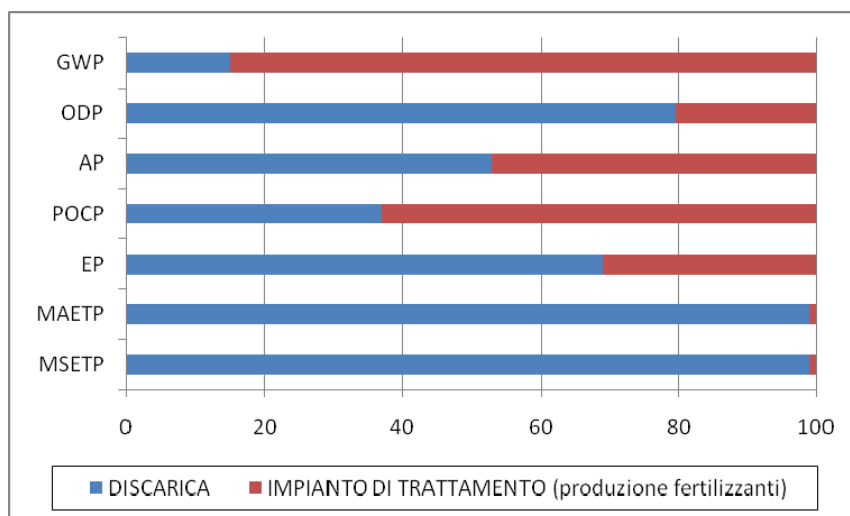


Figura 3.6 - Fine vita (Gaggero et al., 2004)

3.3.2 Impianti di trattamento delle acque reflue della Galizia (Hospido et al., 2007)

L'analisi del ciclo di vita è stata qui applicata per fare un confronto di sostenibilità ambientale tra quattro impianti della Galizia; in particolare ciascuno dei 4 impianti è costituito dalle fasi di pre-trattamento, trattamenti primari e secondari (linea acque) e dalla linea fanghi, ma possiedono alcune differenze a livello degli specifici trattamenti:

- WWTP1 (125.000 AE): la disidratazione dei fanghi (stabilizzati anaerobicamente) avviene per mezzo di filtri a vuoto e non è presente la torre di deodorizzazione per il trattamento dell'aria esausta (non necessita reagenti chimici);
- WWTP2 (110.000 AE): la stabilizzazione dei fanghi avviene per via aerobica con la conseguente assenza di biogas, la disidratazione è condotta per mezzo di una filtro-prensa e non è presente la torre di deodorizzazione per il trattamento dell'aria esausta;
- WWTP3 (107.000 AE): la disidratazione dei fanghi (stabilizzati anaerobicamente) avviene per mezzo di una centrifuga;
- WWTP4 (72.000 AE): sono presenti unicamente i trattamenti primari in linea acque e la disidratazione dei fanghi (stabilizzati anaerobicamente) avviene per mezzo di filtri a vuoto.

In tabella 3.2 sono riassunte le caratteristiche principali dei WWTP in analisi.

Tabella 3.2 - Caratteristiche dei WWTP in analisi

TRATTAMENTO	WWTP1	WWTP2	WWTP3	WWTP4
Pre-trattamenti	x	x	x	x
Trattamenti primari	x	x	x	x
Trattamenti secondari (fanghi attivi)	x	x	x	
Ispessimento dei fanghi	x	x	x	x
Digestione anaerobica dei fanghi	x		x	x
Digestione aerobica		x		
Produzione di biogas	x		x	x
Disidratazione dei fanghi	filtri a vuoto	filtro-prensa	centrifuga	filtri a vuoto
Torre di deodorizzazione			x	x

Definizione degli obiettivi

L'obiettivo è stato la valutazione ambientale delle più comuni tecniche di trattamento delle acque reflue, ponendole a confronto, con un particolare interesse alle loro prestazioni in condizioni di normale funzionamento.

Unità funzionale

L'analisi ha preso in considerazione la quantità di acqua reflua generata da 1 abitante equivalente, definito sulla base dell'apporto pro capite di BOD.

Confini del sistema

Nello studio è stata esclusa la fase di costruzione dell'impianto, considerando solamente quella d'uso suddivisa in più fasi:

1. ingresso del liquame con relativi pre-trattamenti e trattamenti primari;
2. trattamenti secondari;
3. trattamento dei fanghi;
4. consumo di elettricità per i servizi ausiliari e consumo di reagenti chimici per la deodorizzazione;
5. stoccaggio, trasporto e utilizzo agricolo dei fanghi disidratati.

Categorie d'impatto

Sono state considerate le seguenti categorie d'impatto: eutrofizzazione, assottigliamento dello strato di ozono, cambiamenti climatici, acidificazione, formazione di ossidanti fotochimici, consumo di risorse non rinnovabili, tossicità umana, ecotossicità delle acque dolci, ecotossicità marina ed ecotossicità terrestre (metodo di caratterizzazione CML 2 2002, database SimaPro 5.1).

Tipologie dei dati

Sono stati utilizzati dati specifici rilevati in sito risalenti agli anni 1998÷2003 per portate e concentrazioni, mentre per le altre informazioni si è fatto riferimento a dati complementari ricavati dai database di SimaPro (elettricità, produzione trasporto e trattamento dei rifiuti solidi, emissioni di CO₂ e metano, produzione di fertilizzanti e di flocculanti polimerici).

Analisi

Le analisi effettuate sono le seguenti:

- confronto “relativo” tra i 4 diversi impianti: attribuendo un punteggio pari a 100 agli impatti del WWTP1, si sono calcolati di conseguenza i punteggi degli altri tre WWTP;
- considerazioni sulle diversità degli impianti a livello degli specifici trattamenti: trattamenti secondari, stabilizzazione e ispessimento dei fanghi e deodorizzazione.

Interpretazione dei risultati

L'analisi ha portato ai seguenti risultati:

- confronto “relativo” tra i 4 diversi impianti come mostrato in figura 3.7: globalmente risulta che l'impianto WWTP1 ha le prestazioni migliori tra i quattro considerati.

Il valore dell'ADP è dato da un bilanciamento tra consumo di materiali e produzione di fanghi utilizzati come fertilizzanti: nei WWTP2 e WWTP3 si ha un valore negativo dovuto a una maggiore produzione di fanghi rispetto ai materiali usati per la costruzione, con un relativo risparmio che va appunto ad incidere sul valore dell'ADP.

- considerazioni sulle diversità degli impianti a livello degli specifici trattamenti:
 - trattamenti secondari: il WWTP4, non disponendo dei trattamenti secondari, rimuove meno del 30% dell'inquinamento organico rispetto agli altri WWTP con conseguente maggiore contributo ai fenomeni dell'eutrofizzazione;
 - trattamento fanghi: la digestione anaerobica (WWTP1, WWTP3, WWTP4) garantisce minori impatti alle categorie di ecotossità terrestre e dei cambiamenti climatici. Per quanto riguarda la disidratazione non si possono trarre conclusioni relative alle categorie d'impatto, ma si può solo evidenziare come il WWTP2 consumi, rispetto agli altri tre impianti, molti più reagenti (necessari alla disidratazione del fango che è prodotto in quantitativi maggiori);
 - deodorizzazione: la presenza della torre di deodorizzazione (WWTP3, WWTP4) contribuisce agli impatti totali per meno dell'1% e quindi può essere considerata ininfluenza per la valutazione della sostenibilità ambientale.

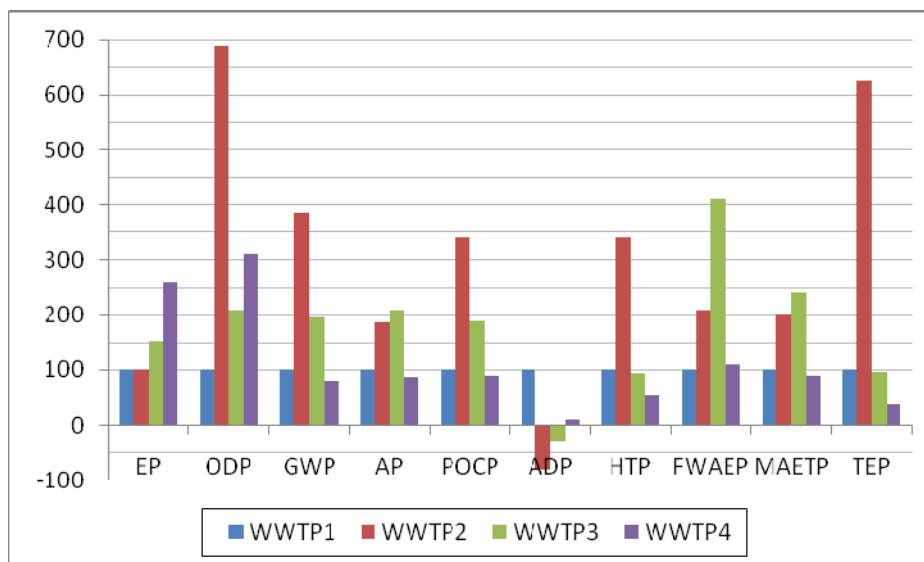


Figura 3.7 - Analisi comparativa (Hospido et al., 2007)

Per concludere, un impianto che includa i trattamenti secondari, la digestione anaerobica e la disidratazione dei fanghi per mezzo di filtri a vuoto, permette una maggiore sostenibilità ambientale.

3.3.3 LCA applicata: ulteriori esempi

Impianto di trattamento delle acque reflue di Tauste, Spagna

La LCA è stata applicata ad un convenzionale impianto di trattamento a fanghi attivi dimensionato per una popolazione equivalente di 13.200 AE che tratta una portata di $3.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ (Ortiz et al., 2007).

Lo studio è stato condotto per valutare, minimizzando gli impatti ambientali, quale di tre diverse opzioni di trattamento terziario fosse in grado di migliorare la qualità dell'effluente rendendola compatibile per il riuso:

- ultrafiltrazione;
- sistema MBR con membrane all'interno del reattore biologico;
- sistema MBR con collocamento delle membrane in uno scomparto distinto.

L'unità funzionale scelta sono i $3.000 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ per un periodo di funzionamento di 25 anni, tenendo presente che la sostituzione delle membrane viene effettuata ogni 7 anni.

L'analisi ha preso in considerazione la fase di costruzione, di esercizio e di fine vita.

I risultati hanno mostrato che i trattamenti terziari non aumentano significativamente l'impatto ambientale dell'intero sistema di depurazione; tra le tre diverse opzioni di trattamento terziario quella meno impattante è risultata essere il sistema MBR con membrane interne dati i suoi minori consumi energetici ($0,8 \text{ kWh m}^{-3}$ rispetto a $1,2 \text{ kWh m}^{-3}$ dell'ultrafiltrazione e 1 kWh m^{-3} del sistema MBR con membrane esterne).

Impianto di trattamento delle acque reflue di Alcalá de Henares, Madrid

L'analisi del ciclo di vita è stata applicata ad un impianto di trattamento a fanghi attivi con rimozione dell'azoto (Muñoz et al., 2008), per il quale vengono valutati quattro scenari:

- refluo depurato scaricato in acque superficiali;
- riuso agricolo diretto dell'acqua in uscita senza trattamenti terziari;
- riuso in agricoltura dell'effluente previo trattamento terziario di ozonizzazione;
- riuso in agricoltura del refluo in uscita dopo trattamento terziario misto ozonizzazione-perossido d'idrogeno.

L'unità funzionale scelta è $1 \text{ m}^3 \text{ d'acqua}$ usata per l'irrigazione: per il primo scenario, poiché non è previsto il riuso, è stato necessario considerare un processo di depurazione esterno all'impianto che producesse acqua adatta all'agricoltura (dissalatore) a partire da acque primarie.

L'analisi ha mostrato che non è possibile stabilire in maniera assoluta quale sia il migliore scenario dal punto di vista della sostenibilità ambientale, ma a seconda della categoria d'impatto in esame si sono ottenuti i seguenti risultati:

- ecotossicità: i due schemi che presentano i trattamenti terziari sono risultati essere largamente i meno impattanti;
- tossicità umana: la differenza tra i quattro casi è minima e quindi non è stato possibile stabilire un ordinamento;
- cambiamenti climatici: il riuso diretto ha un minore impatto poiché è l'unica opzione che non aggiunge consumi energetici, ma ha delle limitazioni in quanto il riuso diretto non può essere fatto per applicazioni che comportino l'esposizione dell'uomo.

Metodologie di caratterizzazione a confronto

Nello studio di Renou et al. (2008) è stato dimensionato un impianto a fanghi attivi con rimozione dei nutrienti per una popolazione di 140.000 AE per il quale la LCA è stata condotta utilizzando 5 diversi metodi di caratterizzazione delle categorie d'impatto: CML 2000, Eco Indicator 99, Ecopoint 97, EDIP 96 e EPS. Il sistema è stato diviso in 7 sottounità:

- impianto di depurazione;
- produzione di calce spenta;
- produzione di cloruro ferrico;
- produzione di elettricità;
- produzione di altri reagenti;
- utilizzo del fango in agricoltura;
- trasporti.

L'analisi è stata condotta scegliendo come unità funzionale il volume di acqua trattata per un periodo di funzionamento dell'impianto di 1 anno e considerando le fasi di costruzione, di esercizio (durata 20 anni) e di fine vita; in realtà, per quest'ultima, essendo i dati scarsi e imprecisi, non si sono ottenuti risultati soddisfacenti allo studio.

L'analisi del ciclo di vita ha mostrato che la fase di esercizio è quella che contribuisce maggiormente agli impatti ambientali (oltre il 90%), indipendentemente dal metodo di caratterizzazione utilizzato.

Inoltre è stata valutata l'influenza delle sottounità su ciascuna categoria d'impatto al variare del metodo di caratterizzazione. In realtà, è risultato che, indipendentemente dal metodo, l'impatto ha assunto valori simili tra loro, tranne che per la tossicità. Per tale categoria, secondo il CML 2000 e

l'EDIP 96 la sottounità più impattante è risultata essere quella dell'utilizzo del fango in agricoltura, per l'Eco Indicator 99 è stata la produzione di elettricità, mentre per l'EPS la produzione di calce spenta (il metodo Ecopoint non è stato usato per la valutazione della tossicità).

Per questo motivo si è concluso che sarebbe consigliato affiancare alla LCA un'analisi di rischio chimica e microbiologica.

BIBLIOGRAFIA

Badino V., Baldo G.L. (2000). *LCA - Uno strumento di analisi energetica ed ambientale*. Edizioni IpaServizi, Milano.

Baldo G.L., Marino M., Rossi S. (2005). *Analisi del ciclo di vita LCA: materiali, prodotti, processi*. Edizioni Ambiente, Milano.

Bonoli A. (2007). *Applicazione di una metodologia LCA (Life Cycle Assessment) per una valutazione costi / benefici di carattere ambientale nell'impiego di biomasse per la produzione energetica nell'Appennino Tosco-Emiliano*. Convenzione CISA, Bologna, 06/2007.

De Santoli L. (2006). *Analisi del ciclo di vita del sistema edificio-impianto*. Palombi Editore, Roma.

Gaggero P.L., Del Borghi A., Vivarelli C., Del Borghi M. (2004). *LCA relativo alla raccolta e al trattamento delle acque di scarico di provenienza civile*. Atti delle conferenze di Ecomondo, Rimini, 5/11/2004, 467-475.

Goedkoop M., Spriensma R. (2001). *The Ecoindicator 99, a damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*. Prè Consultants, Amersfoort.

Guinee J.B. (2002). *Handbook on Life Cycle Assessment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Guinee J.B., Gorrée M., Heijungs R., Huppes G., Kleijn R., De Koning A., et al. (2001). *Handbook on Life Cycle Assessment. Operational guide to the ISO standards*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Hauschild M., Wenzel H. (1998). *Environmental Assessment of products*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

- Heijungs R., Guinee J.B., Huppes G., Lankreijer R., Udo De Haes H., Wegener Sleeswijk A., Ansems A., Eggels P., Van Duin R., Goede H. (1992).** *Environmental Life Cycle Assessment of products. Guide and Backgrounds*. CML, University of Leiden, 1992.
- Hospido A., Moreira M.T., Feijoo G. (2007).** *A Comparison of Municipal Wastewater Treatment Plants for Big Centres of Population in Galicia (Spain)*. *Internal Journal of LCA*, 1 (13), 57-64.
- Houghton J.T., Meira Filho L.G., Bruce J., Ho Sung Lee, Callander B.A., Haites E., Harris N., Maskell K. (1994).** *Climate Change 1994. Radiative forcing of climate change and an evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Huijbregts M.A.J. (1999).** *Priority assessment of toxic substances in LCA. Development and application of the multi-media fate, exposure and effect model USES-LCA*. *Chemosphere*, 4 (41), 541-573.
- Klöpffer W. (2006).** *The Role of SETAC in the Development of LCA*. *Internal Journal of LCA*, 1 (11), 116-122.
- Lim S-R, Park J.M. (2007).** *Environmental impact minimization of a total wastewater treatment network system from a life cycle perspective*. *Journal of Environmental Management*, 90 (3), 1454-1462.
- Lundie S., Peters G.M., Beavis P.C. (2004).** *Life Cycle Assessment for sustainable metropolitan water systems planning*. *Environmental Science Technology*, 13 (38), 3465-3473.
- Machado A.P., Urbano L., Brito A., Janknecht P., Rodríguez J.J., Nogueira R. (2006).** *Life cycle assessment of waste water treatment options for small and decentralized communities: Energy-saving systems versus activated sludge*. 10th International Conference “Wetland Systems for Water Pollution Control”, Lisbon (Portugal), 23-29/09/2006, 1203-1213.
- Muñoz I., Rosal R., Fernández-Alba A.R., Rodríguez A. (2008).** *Life Cycle Assessment of urban waste water reuse with ozonation as tertiary treatment*. *Science of the Total Environment*, 4 (407), 1245-1256.
- Ortiz M., Raluy R.G., Serra L., Uche J. (2007).** *Life Cycle Assessment of water treatment technologies: waste water and water-reuse in a small town*. *Desalination*, 1-3 (204), 121-131.
- Renou S., Thomas J.S., Aoustin E., Pons M.N. (2008).** *Influence of impact assessment methods in waste water treatment LCA*. *Journal of Cleaner Production* 16, 1098-1105.

Suh J-J, Rousseax P. (2002). *An LCA of alternative wastewater sludge treatment scenarios.* Resources, Conservation and Recycling, 3 (35), 191-200.

Tillman A.M., Svingby M., Lundström H. (1998). *Life Cycle Assessment of municipal waste water systems.* Internal Journal of LCA, 3 (3), 145-157.

Thompson M., Grendstad G., Selle P. (1999). *Cultural Theory as political science.* Routledge, London.

UNI EN ISO 14040:2006. *Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Principi e quadro di riferimento.* Norme ISO.

UNI EN ISO 14044:2006. *Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Requisiti e linee guida.* Norme ISO.

World Meteorological Organisation (1992). *Scientific assessment of ozone depletion: 1991.* WMO Report "Global Ozone Research and Monitoring Project", 25, Ginevra.

SITOGRAFIA

CML, Università di Leiden (2001). *www.leidenuniv.nl/interfact/cml/ssp*. Metodologia CML.

Depuratore Savona (2010). *www.depuratore.sv.it*. Consorzio per la depurazione delle acque di scarico del savonese.

CAPITOLO 4

Dimensionamento degli impianti di trattamento analizzati

4.1 Schemi di trattamento

Si sono analizzate, con la metodologia LCA, tre diverse linee di trattamento (comprendenti la rimozione dell'azoto) che si differenziano principalmente per la tipologia dei trattamenti secondari:

1. impianto a fanghi attivi;
2. impianto a biomasse adese;
3. impianto con bioreattori a membrana.

Sono state inoltre valutate tre diverse opzioni di disinfezione (NaClO, PAA, UV paragrafo 2.1.2.2) al fine di stabilire quale sia quella a minore impatto ambientale. La disinfezione fisica è stata valutata su tutte e tre linee di trattamento, mentre quella chimica solo sulle prime due.

Non sono stati considerati trattamenti specifici per la rimozione del fosforo e di inquinanti particolari (come i tensioattivi) seppur presenti nel TU 152/2006 (tabella 1.6). Inoltre i DPB (sottoprodotti di disinfezione), a causa della difficile valutazione, non sono stati inclusi nell'analisi.

4.1.1 WWTP1

Il primo impianto preso in considerazione (figura 4.1) è un impianto a fanghi attivi convenzionale con rimozione dell'azoto. La filiera di trattamento è strutturata come segue:

- pretrattamenti per la rimozione dei solidi grossolani, delle sabbie e degli oli;

- sedimentazione primaria per la rimozione dei solidi sedimentabili con produzione di fanghi primari;
- trattamento biologico a biomassa sospesa con pre-denitrificazione e successiva nitrificazione per la rimozione dell'inquinamento organico e delle forme azotate;
- filtrazione su sabbia come trattamento di affinamento per la rimozione dei solidi sospesi residui;
- disinfezione. Sono valutati tre casi: NaClO, PAA e UV.

4.1.2 WWTP2

Il secondo impianto considerato (figura 4.2) è invece un impianto a biomasse adese con rimozione dell'azoto. È strutturato come segue:

- pretrattamenti per la rimozione dei solidi grossolani, delle sabbie e degli oli;
- sedimentazione primaria su pacchi lamellari per la rimozione dei solidi sedimentabili con produzione di fanghi primari;
- trattamento biologico a biomassa adesa (biofiltri ad argilla espansa) con pre-denitrificazione e nitrificazione per la rimozione dell'inquinamento organico e delle forme azotate;
- disinfezione. Sono valutati tre casi: NaClO, PAA e UV.

4.1.3 WWTP3

L'ultimo impianto analizzato (figura 4.3) sfrutta la tecnologia dei bioreattori a membrana MBR. È strutturato come segue:

- pretrattamenti per la rimozione dei solidi grossolani, della sabbia e degli oli;
- staccatura con luci da 1 mm;
- bioreattore a membrane per la rimozione dell'inquinamento organico e delle forme azotate;
- disinfezione. In un impianto di questo tipo la disinfezione risulta essere solo di copertura poiché l'efficienza di rimozione delle membrane nella sezione biologica per la carica batterica è già sufficientemente elevata: utilizzare una disinfezione chimica vorrebbe dire aumentare inutilmente i volumi occupati, si valuta quindi il solo caso della disinfezione con UV, poiché è ritenuta la soluzione più corretta e compatibile con la realtà.

In tutti e tre i casi la conformazione impiantistica della parte iniziale rimane invariata, fino al sollevamento. Di queste parti comuni non è stato effettuato un dimensionamento particolareggiato poiché non è utile ai fini della LCA comparativa.

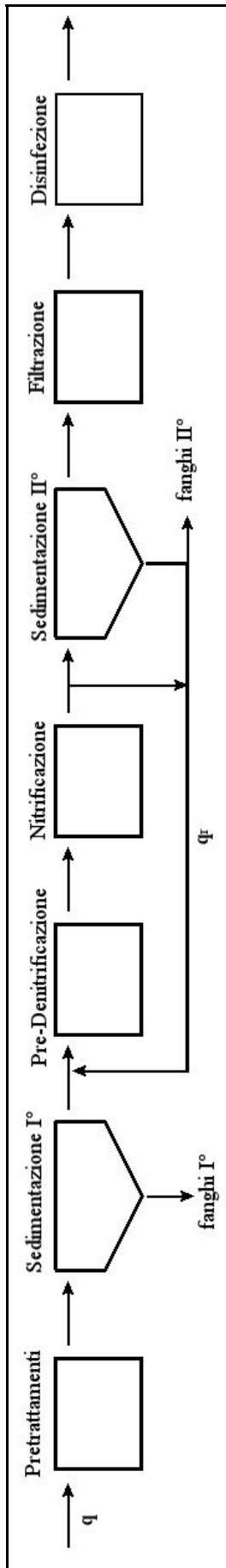


Figura 4.1 - Schema del WWTP1, impianto a fanghi attivi

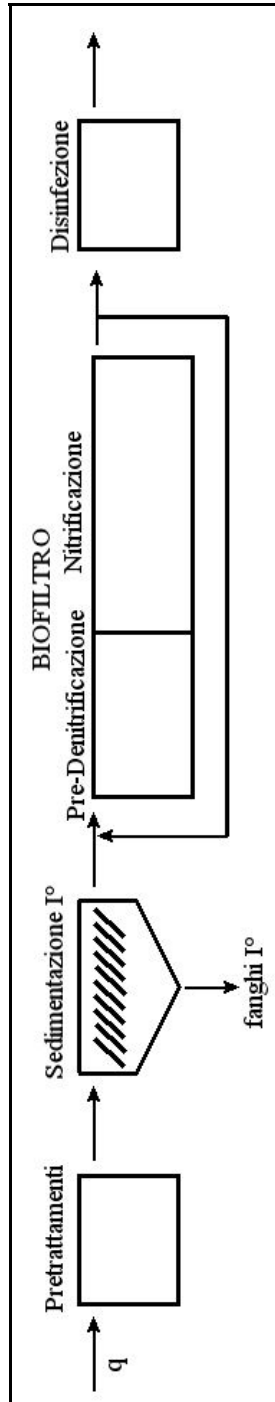


Figura 4.2 - Schema del WWTP2, impianto a biomasse adese

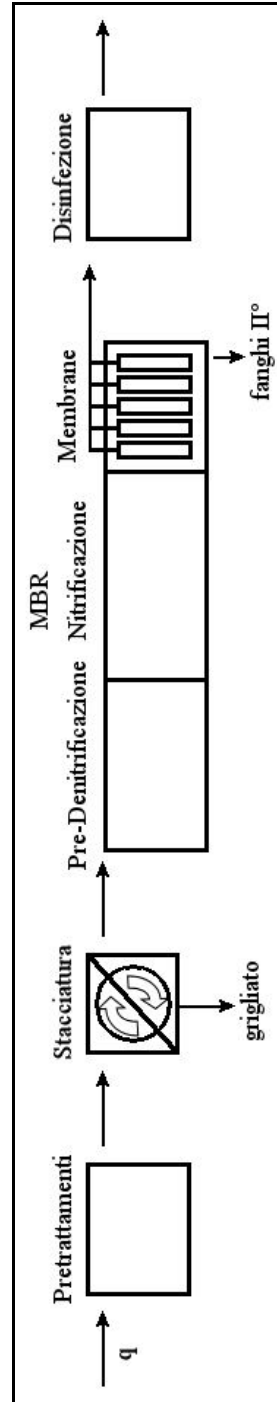


Figura 4.3 - Schema del WWTP3, impianto con bioreattori a membrane

4.2 Caratteristiche del liquame

Il confronto tra le diverse linee di trattamento può essere effettuato solamente imponendo caratteristiche comuni dei liquami in ingresso e dei reflui depurati.

Gli impianti sono stati perciò tutti dimensionati fissata una popolazione $P = 100.000$ AE e una dotazione idrica $d = 500 \text{ L Ab}^{-1} \text{ d}^{-1}$.

Per il calcolo delle portate nelle diverse condizioni di utilizzo (tabella 4.2), si definiscono dapprima i coefficienti moltiplicativi riportati in tabella 4.1 tramite le apposite formule (Bonomo, 2008).

- coefficiente di portata di punta nera

$$k_1 = \left[5 - 0,54 \cdot \ln\left(\frac{P}{1.000}\right) \right] \quad [4.1]$$

- coefficiente di portata notturna

$$k_2 = 0,12 \cdot \ln\left(\frac{P}{1.000}\right) \quad [4.2]$$

- coefficiente di portata di calcolo

$$k_3 = \left[2 - 0,14 \cdot \ln\left(\frac{P}{1.000}\right) \right] \quad [4.3]$$

Tabella 4.1 - Coefficienti moltiplicativi delle portate

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE
Coefficiente di portata di punta nera	k_1	2,51
Coefficiente di portata notturna	k_2	0,55
Coefficiente di portata di calcolo	k_3	1,36
Coefficiente di portata di pioggia alle fasi meccaniche	k_4	5
Coefficiente di portata di pioggia alle fasi biologiche	k_5	2,75

Tabella 4.2 - Portate di dimensionamento [$m^3 d^{-1}$]

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE
Portata media annua	q_{24}	40.000
Portata di punta nera	q_{\max}	100.528
Portata minima notturna	q_{\min}	22.105
Portata di calcolo	q_c	54.211
Portata di pioggia alle fasi meccaniche	q_{pm}	200.000
Portata di pioggia alle fasi biologiche	q_{pb}	110.000

Le caratteristiche del liquame civile in ingresso sono riportate nelle tabelle 4.3 e 4.4. Le caratteristiche del refluo depurato sono riportate in tabella 4.5 (si veda il paragrafo 1.2.1 come riferimento per i valori assunti).

Tabella 4.3 - Caratteristiche di qualità del liquame in uscita dai pretrattamenti

PARAMETRO	APPORTO PRO CAPITE (Bonomo, 2008; Metcalf & Eddy, 2006) [g Ab ⁻¹ d ⁻¹]	CONCENTRAZIONE [mg L ⁻¹]
BOD	60	150
COD	120	300
TKN	12	30
NH ₄ ⁺ - N	7	17,5
P _{tot}	1,8	4,5
ST	190	475
SST	90	225
Coliformi totali	5 · 10 ¹¹ UFC Ab ⁻¹ d ⁻¹	10 ⁸ UFC / 100 mL

Tabella 4.4 - pH e temperatura

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE
pH medio	pH	7,2
Temperatura estiva	T _{est}	20°C
Temperatura invernale	T _{inv}	12°C

Tabella 4.5 - Caratteristiche di qualità del refluo depurato

PARAMETRO	CONCENTRAZIONE [mg L ⁻¹]
BOD	20
SST	10
TKN	2
N _{tot}	15
Coliformi totali	10 UFC / 100 mL

4.3 Impianto a fanghi attivi (WWTP1)

4.3.1 Sedimentazione primaria

Viene dimensionata la vasca di sedimentazione primaria, utilizzando i criteri presentati in tabella 4.6 (Bonomo, 2008).

Tabella 4.6 - Criteri di dimensionamento della fase di sedimentazione primaria

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE
Tempo di permanenza su q _c	t _r	1,5 h
Tempo di permanenza su q _{pm}	t _r	0,66 h
Carico idraulico su q _c	C _i	<1,8 m h ⁻¹
Carico idraulico su q _{pm}	C _i	<4,5 m h ⁻¹

Per il rispetto dei suddetti criteri l'impianto è dotato di due vasche di sedimentazione circolari dalle dimensioni, riportate in tabella 4.7, derivate dal rispetto dei vincoli sul carico idraulico e sul tempo di permanenza in tempo di pioggia, condizione di funzionamento limitante (il significato dei simboli utilizzati è riportato in tabelle 4.2, 4.6 e 4.7):

1. verifica del tempo di permanenza in tempo di pioggia

$$t_r = \frac{V \cdot N_{\text{sedimentatori}}}{q_{pm}} \quad [4.4]$$

2. verifica del carico idraulico in tempo di pioggia

$$C_i = \frac{q_{pm}}{A \cdot N_{\text{sedimentatori}}} \quad [4.5]$$

Tabella 4.7 - Dimensioni delle vasche di sedimentazione primaria

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Numero sedimentatori	2		
Diametro	D	35	m
Altezza media	H	3	m
Superficie	A	962	m ²
Volume	V	2.886	m ³

In tabella 4.8 si riportano le rimozioni assunte per gli inquinanti (Bonomo, 2008) e le conseguenti caratteristiche del flusso in uscita da questa fase di depurazione.

Tabella 4.8 - Rimozioni degli inquinanti e caratteristiche dell'effluente in sedimentazione primaria

PARAMETRO	RIMOZIONE [%]	CONCENTRAZIONE [mg L ⁻¹]
BOD	25	112,5
SST	50	112,5
TKN	10	27
Coliformi totali	50	5 · 10 ⁷ UFC / 100 mL

4.3.2 Fanghi attivi

La fase biologica a fanghi attivi ha luogo secondo lo schema di pre-denitrificazione e successiva nitrificazione, con i necessari ricircoli di miscela aerata e di fanghi.

L'obiettivo di depurazione è indicato in tabella 4.9. Considerando una rimozione della carica batterica in ingresso alla fase biologica del 90% (Bonomo, 2008), in uscita da questa sezione l'effluente è caratterizzato da una concentrazione di coliformi totali di 5 · 10⁶ UFC/100 mL.

Tabella 4.9 - Caratteristiche imposte del refluo in uscita dalla fase biologica

PARAMETRO	CONCENTRAZIONE [mg L ⁻¹]
BOD	25
BOD _{solubile}	11
SST	35
TKN	2
NO ₃ -N	10

E' stato dimensionato dapprima il reattore di nitrificazione secondo i dati riportati in tabella 4.10 (Bonomo, 2008), anche se è idraulicamente successivo a quello di denitrificazione. Il dimensionamento è condotto sulla base delle cinetiche delle reazioni biologiche: il TKN viene convertito in nitrati tramite un processo di ossidazione batterica autotrofa, che vengono in seguito riciclati in testa alla fase biologica (reattore di denitrificazione); il volume del reattore di nitrificazione è quindi funzione della biomassa batterica nitrificante.

Tabella 4.10 - Criteri di dimensionamento del reattore di nitrificazione

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Concentrazione di ossigeno disciolto	OD	2	mg L ⁻¹
Velocità massima di rimozione del substrato	v _{N(20)}	5	kgTKN kg ⁻¹ SSV d ⁻¹
Coefficiente di ragguaglio della temperatura per la v _{N(20)}	θ	1,07	-
Tasso di crescita cellulare biomassa nitrificante	Y _N	0,18	kgSSV kg ⁻¹ TKN
Tasso di crescita cellulare biomassa denitrificante	Y _D	0,8	kgSSV kg ⁻¹ BOD
Velocità di scomparsa batterica di biomassa nitrificante a 20°C	k _{N(d)}	0,05	kgSSV kg ⁻¹ SSV d ⁻¹
Coefficiente di ragguaglio della temperatura per la k _{N(d)}	θ	1,05	-
Costante di semi-saturazione relativa al TKN	k _{TKN}	1	mgTKN L ⁻¹
Costante di semi-saturazione relativa all'OD	k _O	1	mgO ₂ L ⁻¹
Fattore di sicurezza	FS	1,5	-
Concentrazione di biomassa nei reattori biologici	x	3	kg SST m ⁻³
Concentrazione di biomassa di ricircolo	x _r	8	kg SST m ⁻³
Rapporto SSV/SST	v	0,7	kg SSV kg ⁻¹ SST

Il reattore di nitrificazione viene dimensionato sia per le condizioni estive (calcolo dei consumi di ossigeno massimo) che per quelle invernali (calcolo delle volumetrie e dei consumi di ossigeno minimi) secondo la seguente procedura (Bonomo, 2008). Il significato dei simboli è illustrato nelle tabelle 4.2, 4.4, 4.9, 4.10 e 4.11:

1. calcolo della velocità massima di rimozione del substrato

$$v_{N(T)} = v_{N(20)} \cdot \frac{TKN}{k_{TKN} + TKN} \cdot \frac{OD}{k_O + OD} \cdot \theta^{T-20} \cdot [1 - 0,833 \cdot (7,2 - pH)] \quad [4.6]$$

2. calcolo della velocità di crescita batterica

$$(\mu_N)_T = v_{N(T)} \cdot Y_N \quad [4.7]$$

3. calcolo della velocità di scomparsa batterica della biomassa nitrificante alla temperatura di riferimento (estate e inverno)

$$k_{N,T(d)} = k_{N(d)} \cdot \theta^{T-20} \quad [4.8]$$

4. calcolo dell'età del fango

$$SRT = \frac{1}{(\mu_N)_T - k_{N,T(d)}} \quad [4.9]$$

5. calcolo dell'età del fango di calcolo

$$SRT_c = SRT \cdot FS \quad [4.10]$$

6. calcolo della velocità massima di rimozione del substrato su SRT_c

$$v_{N(T)} = \frac{1}{\frac{SRT_c}{Y_N} + k_{N(d)}} \quad [4.11]$$

7. calcolo della biomassa nitrificante autotrofa (i pedici “i” e “u” stanno a significare rispettivamente “ingresso” e “uscita”)

$$X_{N(v)} = q_{24} \cdot [TKN_i - TKN_u - 0,05 \cdot (BOD_i - BOD_u)] \cdot (v_{N(T)})^{-1} \quad [4.12]$$

8. calcolo della frazione di biomassa nitrificante

$$f = \left[1 + \frac{Y_D \cdot (BOD_i - BOD_u)}{Y_N \cdot [TKN_i - TKN_u - 0,05 \cdot (BOD_i - BOD_u)]} \right]^{-1} \quad [4.13]$$

9. calcolo della biomassa complessiva

$$X_{(v)} = X_{N(v)} \cdot (f)^{-1} \quad [4.14]$$

10. calcolo del rendimento di rimozione del BOD

$$\eta_{bs} = \frac{BOD_i - BOD_u}{BOD_i} \quad [4.15]$$

11. calcolo del carico del fango

$$C_f = \frac{q_{24} \cdot BOD_i}{X_{(v)}} \quad [4.16]$$

12. calcolo del TKN da ossidare in condizioni di punta

$$\Delta TKN_{ox,punta} = q_c \cdot [TKN_i - TKN_u - 0,05 \cdot (BOD_i - BOD_u)] \quad [4.17]$$

13. calcolo della velocità massima di rimozione in condizioni di punta

$$v_{N(T)punta} = \Delta TKN_{ox} \cdot (X_{N(v)})^{-1} \quad [4.18]$$

14. verifica nelle condizioni di funzionamento di punta

$$v_{N(T)punta} \cdot (v_{N(T)})^{-1} \leq FS \quad [4.19]$$

15. calcolo del volume del reattore di nitrificazione

$$V_N = X_{(v)} \cdot (x \cdot v)^{-1} \quad [4.20]$$

I risultati numerici del dimensionamento sono riportati in tabella 4.11.

Tabella 4.11 - Dimensionamento della fase di nitrificazione

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE		UNITA' DI MISURA
		INVERNO	ESTATE	
Velocità massima di rimozione del substrato	$v_{N(T)}$	1,29	2,22	$\text{kgTKN kg}^{-1}\text{SSV d}^{-1}$
Velocità di crescita batterica	$(\mu_N)_T$	0,23	0,40	d^{-1}
Età del fango	SRT	5,0	2,9	d
	SRT_c	7,5	4,3	d
Velocità massima di rimozione del substrato su SRT_c	$v_{N(T)}$	0,92	1,57	$\text{kgTKN kg}^{-1}\text{SSV d}^{-1}$
Biomassa nitrificante (autotrofa)	$X_{N(v)}$	862	506	kgSSV
Frazione di biomassa nitrificante	f	0,042	0,04	-
Biomassa complessiva	$X_{(v)}$	20.371	11.970	kgSSV
Rendimento di rimozione del BOD	η_{bs}	0,90	0,90	-
Carico del fango	C_f	0,15	0,26	$\text{kgBOD kg}^{-1}\text{SSV d}^{-1}$
TKN da ossidare (punta)	$\Delta\text{TKN}_{\text{ox,punta}}$	45,01	45,01	kgTKN h^{-1}
Velocità massima di rimozione (punta)	$v_{N(T)\text{punta}}$	1,25	2,13	$\text{kgTKN kg}^{-1}\text{SSV d}^{-1}$
Verifica nelle condizioni di punta ($< \text{FS} = 1,5$)	-	1,36	1,36	-
Volume del reattore	V_N	9.701	5.700	m^3

Successivamente è stata dimensionata la sezione di denitrificazione: considerando le cinetiche delle reazioni biologiche, il volume del reattore è funzione della quantità di biomassa eterotrofa denitrificante presente. Si utilizza la seguente procedura (Bonomo, 2008) i cui termini sono spiegati nelle tabelle 4.2, 4.8, 4.9 e 4.12:

1. calcolo del rapporto di ricircolo valutato imponendo un bilancio di massa dell'azoto totale riferito alla sola fase biologica

$$r = [\text{TKN}_i - \text{TKN}_u - 0,05 \cdot (\text{BOD}_i - \text{BOD}_u)] \cdot (\text{NO}_3 - N)_u^{-1} \quad [4.21]$$

2. calcolo della portata di ricircolo

$$q_r = r \cdot q_{24} \quad [4.22]$$

3. la portata di ricircolo viene aumentata del 20% per restare a favore di sicurezza

$$q_r \cdot (1 + 0,2) \quad [4.23]$$

4. calcolo del carico nitrificato in condizioni medie

$$\Delta N_{ox} = q_{24} \cdot [\text{TKN}_i - \text{TKN}_u - 0,05 \cdot (\text{BOD}_i - \text{BOD}_u)] \quad [4.24]$$

5. calcolo del carico nitrificato in uscita

$$\Delta N_{ox(u)} = q_{24} \cdot (\text{NO}_3 - N)_u \quad [4.25]$$

6. calcolo del carico da denitrificare

$$\Delta N_D = \Delta N_{ox} - \Delta N_{ox(u)} \quad [4.26]$$

7. calcolo del carico di BOD alimentato

$$B_b = q_{24} \cdot \text{BOD}_i \quad [4.27]$$

8. il calcolo della biomassa denitrificante viene svolto esplicitando un sistema di tre equazioni in tre incognite

$$\begin{cases} v_{D(T)} = (0,03 \cdot C_{fD} + 0,029) \cdot 1,026^{T-20} \\ X_{D(v)} = \Delta N_D \cdot (v_{D(T)})^{-1} \\ C_{fD} = B_b \cdot (X_{D(v)})^{-1} \end{cases} \rightarrow X_{D(v)} = \frac{\Delta N_D \cdot 1,026^{20-T} - 0,030 \cdot B_b}{0,029} \quad [4.28]$$

9. calcolo del volume del reattore

$$V_D = \frac{X_{D(v)}}{x \cdot v} \quad [4.29]$$

I risultati numerici sono riassunti in tabella 4.12.

Tabella 4.12 - Dimensionamento della fase di denitrificazione

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE		UNITA' DI MISURA
		INVERNO	ESTATE	
Rapporto di ricircolo	r	0,99	0,99	-
Portata di ricircolo	q _r	39.700	39.700	m ³ d ⁻¹
Margine di sicurezza	-	0,20	0,20	-
Portata di ricircolo	q _r	47.640	47.640	m ³ d ⁻¹
Carico nitrificato	ΔN _{ox}	797	797	kgN d ⁻¹
Carico in uscita	ΔN _{ox(u)}	400	400	kgN d ⁻¹
Carico da denitrificare	ΔN _D	397	397	kgN d ⁻¹
Carico di BOD alimentato	B _b	4.500	4.500	kgBOD d ⁻¹
Biomassa denitrificante	X _{D(v)}	12.155	9.034	kgSSV
Carico del fango in denitrificazione	C _{fD}	0,37	0,50	kgBOD kg ⁻¹ SSV d ⁻¹
Velocità di denitrificazione	v _{D(T)}	0,03	0,04	kgN kg ⁻¹ SSV d ⁻¹
Volume del reattore	V _D	5.788	4.302	m ³

Le dimensioni delle vasche (pianta rettangolare) sono riassunte in tabella 4.13.

Tabella 4.13 - Dimensioni delle vasche della fase biologica

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE		UNITA' DI MISURA
		DENITRIFICAZIONE	NITRIFICAZIONE	
Volume totale vasche	V _{tot}	5.967	10.530	m ³
Altezza vasche	H	4,5	4,5	m
Superficie totale vasche	S _{tot}	1.326	2.340	m ²
Larghezza vasca	l	13	15	m
Numero di vasche	-	6	6	-
Numero di linee		6		
Numero di vasche per linea	-	1	1	-
Superficie vasca	S	221	390	m ²
Lunghezza vasca	L	17	26	m

In figura 4.4 viene mostrata una delle sei linee a fanghi attivi.

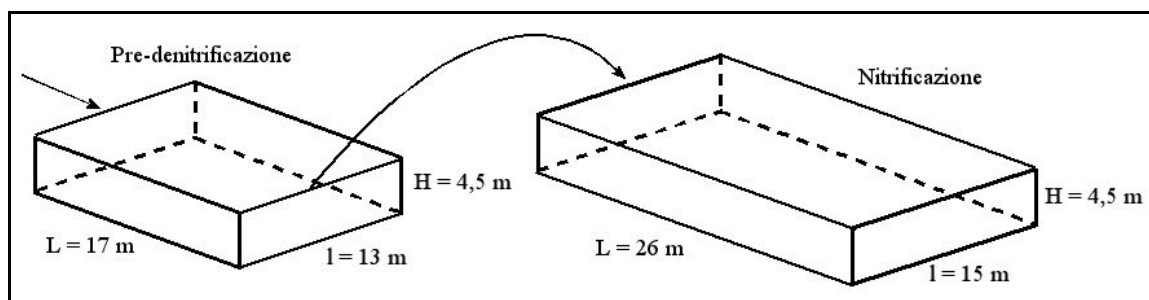


Figura 4.4 - Linea a fanghi attivi

Si sono valutate poi, tramite un bilancio della biomassa, le portate di ricircolo necessarie (i risultati numerici sono presentati in tabella 4.14) secondo la seguente procedura (Bonomo, 2008); il significato dei simboli è spiegato nelle tabelle 4.2, 4.10, 4.12 e 4.14:

1. calcolo della portata di ricircolo dei fanghi

$$q_{r(f)} = q_{24} \cdot x \cdot (x_r - x)^{-1} \quad [4.30]$$

2. calcolo della portata di ricircolo della miscela aerata

$$q_{r(a)} = q_r - q_{r(f)} \quad [4.31]$$

Tabella 4.14 - Portate di ricircolo per la fase a fanghi attivi

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Portata di ricircolo dei fanghi	$q_{r(f)}$	24.000	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$
Portata di ricircolo della miscela aerata	$q_{r(a)}$	23.640	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$

Infine sono stati valutati i fabbisogni di ossigeno per la fase a fanghi attivi secondo i parametri presentati in tabella 4.15.

Tabella 4.15 - Parametri per il calcolo dei fabbisogni di ossigeno per la fase a fanghi attivi

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE		UNITA' DI MISURA
		INVERNO	ESTATE	
Coefficiente di respirazione endogena (20°C)	$b_{(20)}$	0,1		$\text{kgO}_2 \text{kg}^{-1} \text{SST d}^{-1}$
Coefficiente di correzione	-	1,084		-
Coefficiente di respirazione attiva	a	0,5		$\text{kgO}_2 \text{kg}^{-1} \text{BOD}$
Coefficiente di respirazione (TKN)	c	4,6		$\text{kgO}_2 \text{kg}^{-1} \text{TKN}$
Coefficiente di recupero	d	2,86		$\text{kgO}_2 \text{kg}^{-1} \text{NO}_3\text{-N}$
Margine di sicurezza	$\%_s$	18		%
Costante di Henry alla temperatura T	H_{O_2}	34.427	39.507	atm
Concentrazione molare dell'acqua	$n_{\text{H}_2\text{O}}$	55,56		mol L^{-1}
Percentuale di ossigeno in aria	p_{O_2}	21		%
Concentrazione a saturazione dell'ossigeno in acqua	c_s^*	9,07		mg L^{-1}
Coefficienti di calcolo della capacità di aerazione	α	0,7		-
	β	0,99		-
	θ	1,024		-

Il dimensionamento è stato effettuato calcolando la capacità di ossigenazione del sistema in condizioni standard secondo la procedura riportata di seguito (Bonomo, 2008). I termini utilizzati sono illustrati nelle tabelle 4.2, 4.8, 4.9, 4.10, 4.14, 4.15 e 4.16.

1. calcolo del coefficiente di respirazione endogena alla temperatura di riferimento

$$b_{(T)} = b_{(20)} \cdot 1,084^{(T-20)} \quad [4.32]$$

2. calcolo del fabbisogno di ossigeno dato dal contributo di quattro termini: respirazione attiva, respirazione endogena, ossigeno necessario al processo di nitrificazione e recupero in termini di ossigenazione dai nitrati in denitrificazione

$$\begin{aligned} \Delta O_2 = & a \cdot q_c \cdot [BOD_i - BOD_u] + b_{(T)} \cdot X_{(v)} \cdot (v)^{-1} + \\ & + c \cdot q_c \cdot [TKN_i - TKN_u - 0,05 \cdot (BOD_i - BOD_u)] + \\ & - d \cdot (q_{r(f)} + q_{r(a)}) \cdot (NO_3 - N)_u \end{aligned} \quad [4.33]$$

3. calcolo della capacità di ossigenazione nelle condizioni di esercizio

$$(O.C.)_w = \Delta O_2 \cdot (1 + \%_s) \quad [4.34]$$

4. calcolo della concentrazione a saturazione di O_2 in acqua nelle condizioni di esercizio

$$c_s = 32 \cdot n_{H_2O} \cdot p_{O_2} \cdot (H_{O_2})^{-1} \quad [4.35]$$

5. calcolo della capacità di ossigenazione in condizioni standard

$$(O.C.)_{st} = (O.C.)_w \cdot [\alpha \cdot \theta^{T-20} \cdot (\beta \cdot c_s - c_w) \cdot (c_s^*)^{-1}]^{-1} \quad [4.36]$$

I valori numerici dei fabbisogni di ossigeno sono riportati in tabella 4.16

Tabella 4.16 - Fabbisogni di ossigeno per la fase a fanghi attivi

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE		UNITA' DI MISURA
		INVERNO	ESTATE	
Coefficiente di respirazione endogena alla temperatura T	$b_{(T)}$	0,052	0,1	$kgO_2 \cdot kg^{-1}SST \cdot d^{-1}$
Fabbisogno di ossigeno	ΔO_2	9.246	9.430	$kgO_2 \cdot d^{-1}$
Capacità di ossigenazione nelle condizioni di esercizio	$(O.C.)_w$	7.990	10.597	$kgO_2 \cdot d^{-1}$
Concentrazione a saturazione dell'ossigeno in acqua	c_s	10,84	9,45	$mg \cdot L^{-1}$
Capacità di ossigenazione in condizioni standard	$(O.C.)_{st}$	14.326	18.667	$kgO_2 \cdot d^{-1}$

4.3.3 Sedimentazione secondaria

La sezione di sedimentazione secondaria è stata dimensionata sulla base del flusso solido e del carico idraulico (il carico idraulico in tempo di pioggia è in questo caso limitante), tramite la seguente procedura (Bonomo, 2008) i cui termini sono spiegati nelle tabelle 4.2, 4.10, 4.14 e 4.17:

1. calcolo dei solidi alimentati al sedimentatore secondario

$$s.a. = x \cdot (q_{24} + q_{r(f)}) \quad [4.37]$$

2. calcolo della superficie del sedimentatore

$$S_{SED} = \frac{q_{pb}}{C_{i(p)}} \quad [4.38]$$

3. verifica del carico idraulico in tempo secco

$$C_i = \frac{q_{24}}{S_{SED}} \quad [4.39]$$

I risultati numerici sono riportati in tabella 4.17.

Tabella 4.17 - Criteri di dimensionamento della fase di sedimentazione secondaria

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Solidi alimentati al sedimentatore	s.a.	192.000	kgSST d ⁻¹
	s.a.	8.000	kgSST h ⁻¹
Flusso solido limite	FS _l	7	kgSST m ⁻² h ⁻¹
Carico idraulico in tempo di pioggia	C _{i(p)}	1,6	m h ⁻¹
Superficie di sedimentazione	S _{SED}	2.865	m ²
Verifica del carico idraulico in tempo secco	C _i	0,58	m h ⁻¹

Le dimensioni effettive della fase di sedimentazione secondaria, realizzata con sedimentatori circolari, sono presentate in tabella 4.18.

Tabella 4.18 - Dimensioni dei sedimentatori secondari

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Numero di linee		3	
Altezza per linea	H	3	m
Diametro per linea	D	35	m
Superficie per linea	S	962	m ²
Soglie di sfioro per linea		1	

Viene verificato poi che la portata specifica di sfioro non sia superiore a certi limiti prefissati (risultati numerici in tabella 4.19) (Bonomo, 2008).

$$q_{sf} = q_{24} \cdot (N \cdot \pi \cdot D)^{-1} \leq 350 m^2 d^{-1} \quad [4.40]$$

Tabella 4.19 - Verifica della portata di sfioro

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Perimetro della singola vasca	P=π·D	109,95	m
Portata specifica di sfioro (singola vasca)	q _{sf}	121,26	m ² d ⁻¹

4.3.4 Filtrazione

Come affinamento, per rendere possibile il riuso agricolo, si è prevista una filtrazione su letto di sabbia. Le caratteristiche del materiale filtrante sono espone in tabella 4.20 (Bonomo, 2008).

Tabella 4.20 - Caratteristiche del letto filtrante

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Diametro efficace	d	1	mm
Altezza del letto filtrante	h	1,5	m
Coefficiente di uniformità	C _U	1,4	
Velocità di filtrazione in tempo secco	v _{f-secco}	7,5	m h ⁻¹
Velocità di filtrazione in tempo di pioggia	v _{f-pioggia}	<20	m h ⁻¹

Il dimensionamento (tabella 4.21) è influenzato dalla velocità di filtrazione in tempo di pioggia, condizione limitante del processo, e viene ricavato tramite la seguente procedura di calcolo (Bonomo, 2008) dove il significato dei simboli è illustrato nelle tabelle 4.2, 4.20 e 4.21:

1. calcolo della velocità di filtrazione in condizioni di punta, ammessa un'unità in controlavaggio. In questo caso essa risulta eccessiva e viene imposta a 18 m h⁻¹

$$v_{f-q_{pb}} = q_{pb} \cdot \left[(S^*_F / N) \cdot (N - 1) \right]^{-1} \leq 18 \text{ m h}^{-1} \text{ con } S^*_F = q_{24} \cdot (v_f)^{-1} \quad [4.41]$$

2. calcolo della superficie di filtrazione complessiva in tempo di pioggia (considerando un'unità in controlavaggio) e della superficie di ciascuna unità filtrante

$$S_F = q_{pb} \cdot (v_{f-q_{pb}})^{-1} \cdot N \cdot (N - 1)^{-1} \text{ e } S_{F-linea} = S_F \cdot (N)^{-1} \quad [4.42]$$

3. calcolo della velocità di filtrazione effettiva in tempo secco

$$v_f = \frac{q_{24}}{S_{F-linea} \cdot (N - 1)} \quad [4.43]$$

4. calcolo delle dimensioni effettive delle vasche di filtrazione

$$l = \sqrt{S_{F-linea} \cdot (r_{L/l})^{-1}} \text{ e } L = l \cdot r_{L/l} \quad [4.44]$$

Tabella 4.21 - Dimensionamento della fase di filtrazione

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Velocità di filtrazione in tempo di pioggia	v _{f-qb}	18	m h ⁻¹
Numero di unità	N	6	
Superficie di filtrazione complessiva in tempo di pioggia (con un'unità in controlavaggio)	S _F	300	m ²
Superficie di filtrazione singola	S _{F-linea}	50	m ²
Velocità di filtrazione effettiva in tempo secco	v _f	6,55	m h ⁻¹
Rapporto L/l	r _{L/l}	2	m m ⁻¹
Lunghezza	L	10	m
Larghezza	l	5	m

Per il calcolo dell'altezza delle vasche è necessario considerare l'entità dell'espansione del letto durante il controlavaggio, come presentato in tabella 4.22.

Tabella 4.22 - Altezza delle vasche per la filtrazione

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Espansione percentuale del letto in controlavaggio		25%	
Altezza strato filtrante in controlavaggio	$h_{lavaggio}$	1,9	m
Altezza franco	h_{franco}	0,5	m
Altezza filtro	h_{totale}	2,4	m

Sono stati valutati (i risultati numerici sono esposti in tabella 4.23) i flussi giornalieri necessari di aria e acqua durante il controlavaggio di ogni singola unità e in totale per tutto l'impianto secondo la seguente procedura (Bonomo, 2008; Metcalf & Eddy, 2006). Nelle tabelle 4.21 e 4.23 è spiegato il significato dei simboli utilizzati:

1. impostate le durate temporali delle diverse fasi del controlavaggio (flussaggio solo aria, controllavaggio effettivo acqua/aria, flussaggio solo acqua) si calcola il consumo di aria e acqua di ciascun filtro durante un ciclo di controlavaggio

$$\begin{aligned}
 C_{aria} &= (q_{aria-f} \cdot S_{F-linea} \cdot t_{f-aria}) + (q_{aria-c} \cdot S_{F-linea} \cdot t_c) \\
 C_{acqua} &= (q_{acqua-c} \cdot S_{F-linea} \cdot t_c) + (q_{acqua-f} \cdot S_{F-linea} \cdot t_{f-acqua})
 \end{aligned}
 \tag{4.45}$$

2. si calcolano poi i consumi totali di aria e acqua della fase di controlavaggio

$$\begin{aligned}
 N_c &= f \cdot N \\
 C_{aria-TOT} &= N_c \cdot C_{aria} \quad \text{e} \quad C_{acqua-TOT} = N_c \cdot C_{acqua}
 \end{aligned}
 \tag{4.46}$$

Tabella 4.23 - Consumi dei controlavaggi

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Durata flussaggio sola aria	t_{f-aria}	3	min
Portata di aria flussaggio	q_{aria-f}	60	$m^3 h^{-1}$
Durata controlavaggio	t_c	14	min
Portata di aria controlavaggio	q_{aria-c}	60	$m^3 h^{-1}$
Portata di acqua controlavaggio	$q_{acqua-c}$	15	$m^3 h^{-1}$
Durata flussaggio sola acqua	$t_{f-acqua}$	3	min
Portata di acqua flussaggio	$q_{acqua-f}$	30	$m^3 h^{-1}$
Durata complessiva controlavaggio	t_{TOT}	20	min
Consumo di aria di un singolo filtro in un ciclo di controlavaggio	C_{aria}	866	m^3
Consumo di acqua di un singolo filtro in un ciclo di controlavaggio	C_{acqua}	255	m^3
Durata media filtrazione	D_m	120	min
Frequenza media di controlavaggi per ciascun filtro	f	10	d^{-1}
Numero di controlavaggi totale impianto	N_c	60	d^{-1}
Consumo totale aria	$C_{aria-TOT}$	51.944	$m^3 d^{-1}$
Consumo totale acqua	$C_{acqua-TOT}$	15.278	$m^3 d^{-1}$

E' necessaria la presenza di una vasca di accumulo dell'acqua trattata che sarà utilizzata nel

controlavaggio. Il volume di tale vasca è stato imposto pari al C_{acqua} e sono previste due vasche di accumulo identiche. I risultati numerici sono mostrati in tabella 4.24.

Tabella 4.24 - Dimensione delle vasche di accumulo

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Numero vasche		2	
Altezza	h	4	m
Larghezza	l	6,5	m
Lunghezza	L	10	m
Volume complessivo	V	520	m ³

In figura 4.5 sono mostrate le dimensioni del singolo filtro e in figura 4.6 quelle della singola vasca di accumulo.

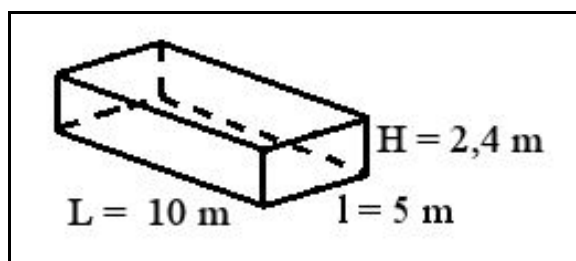


Figura 4.5 - Filtro a sabbia

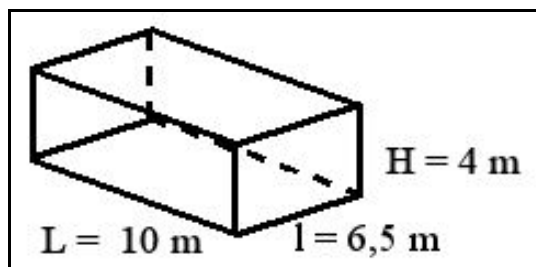


Figura 4.6 - Vasca di accumulo per il controlavaggio

In tabella 4.25 sono riportati i rendimenti di rimozione ipotizzati per questa sezione (Bonomo, 2008): le risultanti caratteristiche del flusso in uscita dalla sezione di filtrazione sono quelle riportate in tabella 4.5 a meno della carica batterica che è di $2,5 \cdot 10^5$ UFC/100 mL.

Tabella 4.25 - Efficienze di rimozione degli inquinanti della fase di filtrazione

PARAMETRO	RIMOZIONE [%]
BOD	20
SST	72
TKN	0
NO ₃ -N	0
Coliformi totali	90

4.3.5 Disinfezione

Vengono in questo paragrafo valutate e dimensionate diverse possibilità per la fase di disinfezione. La concentrazione di coliformi totali in uscita N è stata posta pari a 10 UFC/100 mL, inferiore al valore di 20 UFC/100 mL delle linee guida (WHO, 2006; USEPA, 2004). La normativa italiana non presenta il limite riferito ai coliformi totali, ma solo ad *Escherichia coli* (esso vale 10 UFC/100 mL, tabella 1.6) anche se quest'ultima rappresenta una frazione dei coliformi totali ben minore del 50%. La carica batterica in ingresso N_0 alla fase di disinfezione è di $2,5 \cdot 10^5$ UFC/100 mL (uscita della fase di filtrazione). Risulta quindi necessaria un'efficienza di rimozione dei coliformi totali di 4,4 Log.

Disinfezione con ipoclorito di sodio

La disinfezione con NaClO è stata dimensionata usando i dati riportati in tabella 4.26 (Bonomo 2008; Metcalf & Eddy, 2006):

Tabella 4.26 - Dati di dimensionamento disinfezione con NaClO

PARAMETRO	SIMBOLO	VALORE	
Coefficiente n del modello di Selleck-White	n	2,8	
Coefficiente b del modello di Selleck-White	b	4	
Tempo di contatto su q_{24}	t_{c-q24}	25	min
Tempo di contatto su q_{pb}	t_{c-qpb}	10	min
Richiesta immediata di cloro	r_i	4	mg L ⁻¹
Richiesta di cloro dovuta al decadimento	r_d	2,5	mg L ⁻¹
Titolo di cloro attivo in soluzione commerciale (p/p)	ε	15	%

Il volume della vasca di contatto è stato valutato in base ai tempi di contatto, mentre le quantità necessarie di disinfettante sono state calcolate con il modello di Selleck-White. La procedura di calcolo, i cui termini sono illustrati nelle tabelle 4.2, 4.26 e 4.27, è la seguente (Bonomo, 2008; Metcalf & Eddy, 2006; Nurizzo, 2003):

1. calcolo della concentrazione di cloro residuo

$$\frac{N}{N_0} = \left[\frac{C_r \cdot t_c}{b} \right]^{-n} \quad [4.47]$$

2. calcolo della concentrazione di cloro attivo

$$C_a = C_r + r_i + r_d \quad [4.48]$$

3. calcolo della portata in massa di soluzione commerciale di ipoclorito

$$q_{\text{soluzione-NaClO}} = C_a \cdot q_{24} \cdot (\varepsilon)^{-1} \text{ e } q_{pb \text{ soluzione-NaClO}} = q_{\text{soluzione-NaClO}} \cdot \frac{q_{pb}}{q_{24}} \quad [4.49]$$

4. calcolo del volume della vasca di contatto (scegliendo quello maggiore)

$$V_{\text{contatto}} = q_{pb} \cdot t_{c-q_{pb}} \text{ e } V_{\text{contatto}} = q_{24} \cdot t_{c-q_{24}} \quad [4.50]$$

I risultati numerici del dimensionamento sono riportati in tabella 4.27.

Tabella 4.27 - Dimensionamento della fase di disinfezione con NaClO

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Concentrazione di cloro residuo	C_r	5,95	mg L ⁻¹
Concentrazione di cloro attivo	C_a	12,45	mg L ⁻¹
Portata di soluzione di ipoclorito	$q_{\text{soluzione-NaClO}}$	138	kg h ⁻¹
Portata di soluzione di ipoclorito in condizioni di pioggia	$q_{pb \text{ soluzione-NaClO}}$	381	kg h ⁻¹
Volume teorico vasca di contatto	V	764	m ³

Le dimensioni effettive delle vasche di contatto (figura 4.7) sono riportate in tabella 4.28.

Tabella 4.28 - Dimensioni effettive della vasca di contatto per la disinfezione con NaClO

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Numero linee		2	
Altezza vasca	h	2,3	m
Larghezza canale	l_c	1,9	m
Lunghezza canale	L	18	m
Numero inversioni		4	
Larghezza vasca	l_v	9,5	m
Volume effettivo	V	787	m ³

A questi valori corrispondono i parametri riportati in tabella 4.29.

Tabella 4.29 - Verifica dei parametri per la vasca di contatto per la disinfezione con NaClO

GRANDEZZA	FORMULA	VALORE	VALORI GUIDA (Bonomo, 2008)	
Velocità in tempo secco	$\frac{q_{24}}{l_c \cdot h}$	0,11	0,1-0,3	m s ⁻¹
Velocità in tempo di pioggia	$\frac{q_{pb}}{l_c \cdot h}$	0,29	0,1-0,3	m s ⁻¹
Rapporto altezza/larghezza canali	$\frac{h}{l_c}$	1,21	1-1,5	m m ⁻¹
Rapporto lunghezza totale/larghezza canale	$\frac{(n+1) \cdot L}{l_c}$	47,4	>40-60	m m ⁻¹
Verifica del tempo di contatto [min]	$\frac{V}{q_{24}}$	28,3	-	
Verifica del tempo di contatto in condizioni di pioggia [min]	$\frac{V}{q_{pb}}$	10,3	-	

Per lo stoccaggio del disinfettante è necessario un serbatoio: per garantire un'autonomia di almeno 7 giorni, il volume di tale serbatoio (cilindrico) è pari a $68,7 \text{ m}^3$ ($r = 2,5 \text{ m}$, $H = 3,5 \text{ m}$).

Disinfezione con acido peracetico

In alternativa alla sezione di disinfezione con NaClO si è dimensionata quella con PAA. Essendo anch'essa una disinfezione di tipo chimico le procedure di calcolo sono simili a quelle viste nel paragrafo precedente. I dati fondamentali e i risultati del dimensionamento sono riportati rispettivamente in tabella 4.30 (Bonomo, 2008; Nurizzo, 2003; Rossi, 2004) e 4.31.

Tabella 4.30 - Dati di dimensionamento della fase di disinfezione con PAA

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Rapporto F. Coli / T. Coli	FC/TC	0,15	-
Rapporto E. Coli / F. Coli	EC/FC	0,3	-
Coefficiente k del modello di Hom (riferito a E. Coli)	k	0,728	-
Coefficiente n del modello di Hom (riferito a E. Coli)	n	0,241	-
Coefficiente m del modello di Hom (riferito a E. Coli)	m	0,270	-
Tempo di contatto su q_c	t_{c-qc}	25	min
Tempo di contatto su q_{pb}	t_{c-qpb}	10	min
Peso in percentuale di PAA in soluzione commerciale	ε	15	%

Per valutare le quantità necessarie di disinfettante si è utilizzata la seguente procedura i cui termini fanno riferimento alle tabelle 4.2, 4.30 e 4.31:

1. calcolo della concentrazione di E. Coli per poter utilizzare il modello di Hom (Rossi, 2004)

$$N_{0-EC} = N_0 \cdot (FC/TC) \cdot (EC/FC) \quad [4.51]$$

2. calcolo della concentrazione di PAA tramite il modello di Hom: il valore di N_{EC} è quello degli E. Coli riportato in tabella 1.6)

$$C = \left\{ \text{Log} \frac{N_{EC}}{N_{0-EC}} \cdot \left[-k \cdot (t_{c-qc})^m \right]^{-1} \right\}^{\frac{1}{n}} \quad [4.52]$$

3. calcolo della portata in massa di soluzione commerciale di PAA con le [4.49] (i cui termini fanno riferimento al PAA)
4. calcolo del volume della vasca di contatto con le [4.50] (i cui termini fanno riferimento al PAA)

Tabella 4.31 - Dimensionamento della fase di disinfezione con PAA

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Concentrazione di E. Coli	N_{0-EC}	$1,13 \cdot 10^4$	UFC/100 mL
Concentrazione di PAA	C	10,38	mg L^{-1}
Portata di soluzione di PAA	$q_{\text{soluzione-PAA}}$	115	kg h^{-1}
Portata di soluzione di PAA in condizioni di pioggia	$q_{\text{pb soluzione-PAA}}$	317	kg h^{-1}
Volume teorico vasca di contatto	V	764	m^3

Le vasche di contatto per la fase di disinfezione con PAA hanno le stesse dimensioni e caratteristiche di quelle per la disinfezione con NaClO (tabelle 4.28 e 4.29 e figura 4.7).

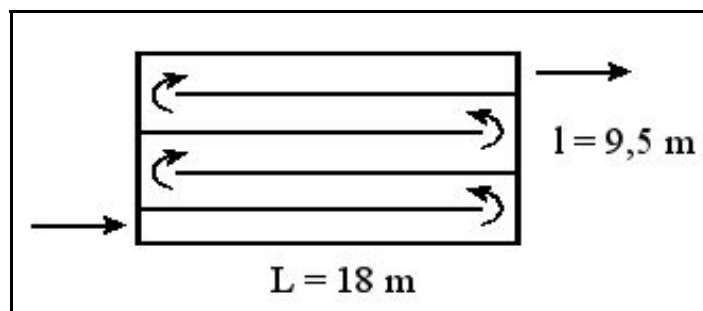


Figura 4.7 - Vasca di contatto per la fase di disinfezione con NaClO e PAA

Per lo stoccaggio del disinfettante è necessario un serbatoio: per garantire un'autonomia di almeno 7 giorni, il volume di tale serbatoio (cilindrico) è pari a $58,9 \text{ m}^3$ ($r = 2,5 \text{ m}$, $H = 3 \text{ m}$).

Disinfezione con radiazione ultravioletta

La sezione di disinfezione a UV è stata dimensionata a partire dai dati in tabella 4.32 (Bonomo, 2008; Masschelein, 2002; Metcalf & Eddy, 2006; Rossi, 2004; Tchobanoglous et al., 1996).

Tabella 4.32 - Dati per il dimensionamento della disinfezione con UV

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Tempo di contatto	t_c	7	s
Dose attiva di UV	D_{attiva}	36,4	mJ cm^{-2}
Tasmittanza a 254 nm	τ	65	%
Portata nominale lampada	$q_{lampada-qc}$	15,6	$\text{m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ lampada}^{-1}$
Dose UV	$D = D_{attiva} \cdot \tau$	56	mJ cm^{-2}
Intensità della radiazione	$I = D/t_c$	8	mW cm^{-2}

Si usano banchi da 3 moduli (N_{moduli}), ciascuno largo 0,25 m (l_{modulo}), alto 0,44 m (H_{modulo}) e costituito da 8 lampade ($N_{lampade-modulo}$) tubolari orizzontali ad amalgama mercurio-indio a bassa pressione dalle caratteristiche riportate in tabella 4.33 (modello "SC-O" (Montagna)).

Tabella 4.33 - Caratteristiche lampade UV

CARATTERISTICHE	VALORE	
Lunghezza lampada (Montagna)	1,5	m
Durata media della vita delle lampade (Montagna)	12.000	h

Per valutare il numero delle lampade necessarie e le dimensioni delle vasche di contatto (figura 4.8) si è utilizzata la seguente procedura (Masschelein, 2002; Metcalf & Eddy, 2006; Tchobanoglous et al., 1996) i cui termini sono esposti nelle tabelle 4.2, 4.32 e 4.33:

1. calcolo del numero teorico delle lampade

$$N_{lampade-q_c} = q_c \cdot (q_{lampada-q_c})^{-1} \quad [4.53]$$

2. calcolo del numero di banchi effettivo valutato in base al numero teorico delle lampade

$$N_{banchi} = N_{lampade-q_c} \cdot \left(\frac{N_{lampade}}{\text{modulo}} \cdot \frac{N_{moduli}}{\text{banco}} \right)^{-1} \quad [4.54]$$

3. scelto il numero di linee N_{linee} e quindi il numero di banchi per linea $N_{banchi-linea}$, si verifica la portata nominale delle lampade

$$N_{lampade-q_c} = q_c \cdot (N_{lampade-attive-q_c})^{-1} \quad [4.55]$$

I risultati numerici del dimensionamento sono presentati in tabella 4.34 (il numero delle lampade ottenuto è stato verificato con dati realistici presso l'azienda Montagna Srl).

Tabella 4.34 - Risultati del dimensionamento della fase di disinfezione con UV

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Numero lampade	$N_{lampade-q_c}$	145	
Numero banchi totali effettivo	N_{banchi}	6	
Numero lampade totali ($N_{banchi} \cdot N_{moduli} \cdot N_{lampade-modulo}$)	$N_{lampade}$	144	
Larghezza banco ($l_{modulo} \cdot N_{moduli}$)	l_{banco}	0,75	m
Lunghezza banco (= lunghezza lampada)	L_{banco}	1,5	m
Numero linee	N_{linee}	3	
Banchi per linea	$N_{banchi-linea}$	2	
Lunghezza linea ($L_{banco} \cdot N_{banchi-linea} + \text{franco}(=1\text{m})$)	L_{linea}	4	m
Larghezza linea (= l_{banco})	l_{linea}	0,75	m
Altezza linea (= $H_{modulo} + H_{quadro elettrico}(=0,81\text{m})$)	H_{linea}	1,25	m
Verifica della portata nominale	$q_{lampada-q_c}$	15,7	$\text{m}^3 \text{h}^{-1} \text{lampada}^{-1}$

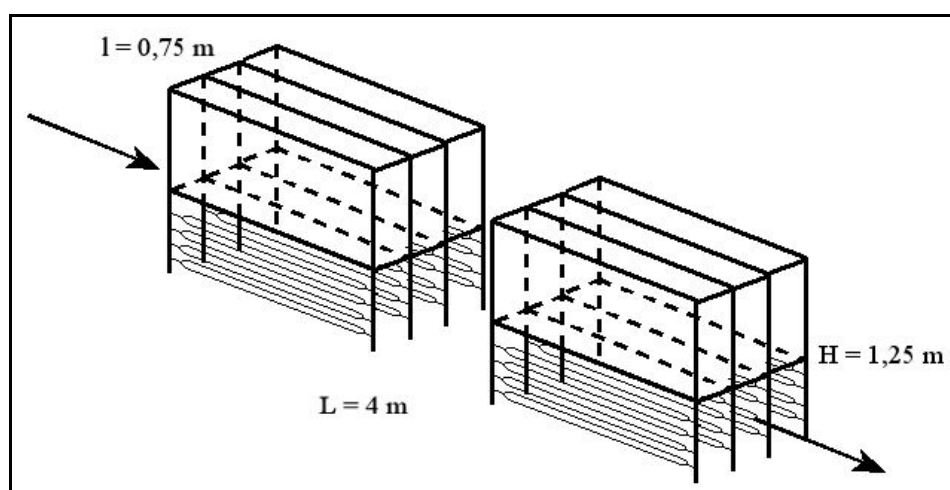


Figura 4.8 - Vasca di contatto per la fase di disinfezione con raggi UV

In tabella 4.63 vengono riassunte le dimensioni delle vasche di cui si compone l'impianto a fanghi attivi.

4.4 Impianto a biomasse adese (WWTP2)

4.4.1 Sedimentazione primaria

Come per il WWTP1 il dimensionamento ha inizio con la sezione di sedimentazione primaria, utilizzando i criteri presentati in tabella 4.35 (Bonomo, 2008).

Tabella 4.35 - Criteri di dimensionamento della fase di sedimentazione primaria a pacchi lamellari

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Tempo di permanenza su q_c	t_r	1,5	h
Tempo di permanenza su q_m	t_r	0,66	h
Carico idraulico su q_c	C_i	0,7	$m\ h^{-1}$
Carico idraulico su q_m	C_i	1,2	$m\ h^{-1}$

L'impianto è dotato di quattro sedimentatori lamellari di forma rettangolare con dimensioni riportate in tabella 4.36. Anche per questo impianto le dimensioni delle vasche della fase di sedimentazione primaria sono derivate dal rispetto dei vincoli sul carico idraulico e sul tempo di permanenza in tempo di pioggia, condizione di funzionamento limitante. E' stata utilizzata la seguente procedura (Bonomo, 2008) i cui termini sono illustrati nelle tabelle 4.35 e 4.36:

1. verifica del tempo di permanenza in tempo di pioggia con la [4.4]
2. verifica del carico idraulico in tempo di pioggia con la [4.5]
3. calcolo della lunghezza dei canali

$$L_c = \frac{d \cdot (FS \cdot v_t - v_0 \cdot \sin \alpha)}{v_0 \cdot \cos \alpha} \quad [4.56]$$

4. calcolo del raggio idraulico dei canali

$$R(h) = \frac{d \cdot b_c}{2 \cdot (b_c + d)} \quad [4.57]$$

5. calcolo del numero di Reynolds (ν è la viscosità cinematica espressa come rapporto tra la viscosità dinamica e la densità del fluido e vale $10^6\ s \cdot m^2$)

$$Re = v_t \cdot R(h) \cdot \nu \quad [4.58]$$

Le rimozioni assunte per gli inquinanti e le conseguenti caratteristiche del flusso in uscita da questa fase di depurazione sono le stesse di quelle riportate in tabella 4.8 (Bonomo, 2008) a meno dell'efficienza di rimozione dei coliformi totali che è del 60% con una conseguente concentrazione di $4 \cdot 10^7$ UFC/100 mL.

Tabella 4.36 - Dimensioni della fase di sedimentazione primaria

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Numero sedimentatori		4	
Larghezza	l	7	m
Lunghezza	L	42	m
Altezza	H	4,7	m
Superficie	A	294	m ²
Volume	V	1.382	m ³
Inclinazione dei canali lamellari	α	50	°
Larghezza dei canali lamellari	b_c	7	m
Lunghezza dei canali lamellari	L_c	1,8	m
Altezza dei canali lamellari	d	6	cm
Velocità di trasporto	v_t	12	m h ⁻¹
Fattore di sicurezza	FS	1	
Velocità di sedimentazione minima	v_0	0,6	m h ⁻¹
Rapporto L_c/b_c	L_c/b_c	29,92	m m ⁻¹
Raggio idraulico	$R(h)$	0,03	m
Numero di Reynolds	Re	99,15	
Larghezza dei pacchi	b_p	7	m
Lunghezza dei pacchi	L_p	1,38	m
Lunghezza totale dei pacchi	L_{p-tot}	31,83	m
Altezza dei pacchi	a	1,57	m
Numero canali per pacco	n	5	
Numero pacchi per vasca	N	23	
Superficie dei pacchi per vasca	S_p	1.445	m ²

In figura 4.9 è rappresentato un sedimentatore lamellare.

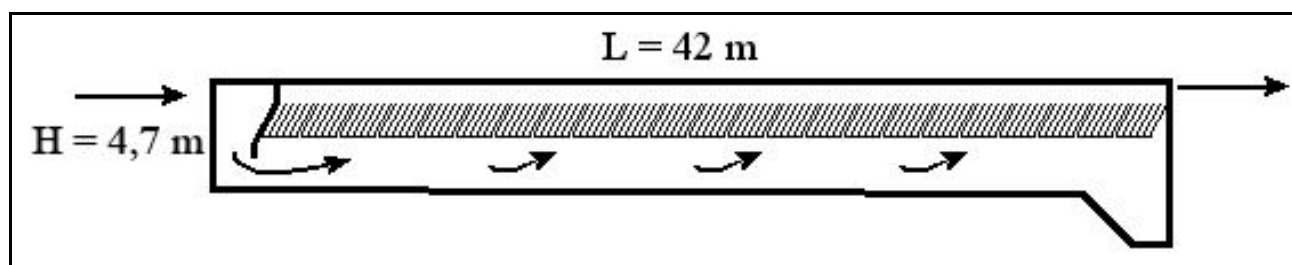


Figura 4.9 - Sedimentatore lamellare

4.4.2 Biomasse adese

Per la fase biologica a biomassa adesa si è scelto di utilizzare dei filtri biologici sommersi a lavaggio discontinuo (paragrafo 2.1.1) disposti secondo lo schema di pre-denitrificazione e successiva nitrificazione.

L'obiettivo di depurazione è presentato in tabella 4.37; l'effluente ha caratteristiche riportate in tabella 4.5 se non per la carica batterica che in uscita da questa sezione vale $8 \cdot 10^5$ UFC/100 mL.

Tabella 4.37 - Rimozioni degli inquinanti della fase biologica

PARAMETRO	RIMOZIONE [%]
BOD	82,2
SST	91,1
TKN	92,6
Coliformi totali	98

I reattori (figura 4.11) vengono dimensionati secondo i parametri riportati in tabella 4.38 (Bonomo, 2008; Canler e Perret, 1994; Infilco Degremont, 2009).

Tabella 4.38 - Parametri di dimensionamento per la fase biologica

PARAMETRO	SIMBOLO	VALORE	
Frazione di azoto rimosso per sintesi	-	0,05	
DENITRIFICAZIONE			
Carico volumetrico applicabile	C_{v-D}	1,3	$\text{kgNO}_3\text{-N m}^{-3} \text{d}^{-1}$
Carico idraulico applicato (su Q_c)	C_{i-D}	8÷20	m h^{-1}
Superficie di un filtro	S_D	82	m^2
Altezza della strato filtrante	H_D	3	m
Altezza del filtro (compresi i franchi)	$H_{D\text{tot}}$	5,25	m
Larghezza di un filtro	l_D	8	m
Lunghezza di un filtro	L_D	10,3	m
NITRIFICAZIONE			
Carico volumetrico applicabile	C_{v-N}	0,7	$\text{kg NH}_4\text{-N m}^{-3} \text{d}^{-1}$
Carico idraulico applicato (su Q_c)	C_{i-N}	4÷12	m h^{-1}
Superficie di un filtro	S_N	82	m^2
Altezza dello strato filtrante	H_N	3,7	m
Altezza del filtro (compresi i franchi)	$H_{N\text{tot}}$	6,55	m
Larghezza di un filtro	l_N	8	m
Lunghezza di un filtro	L_N	10,3	m
LAVAGGIO			
Consumo d'acqua percentuale	$\%_{\text{acqua-lavaggio}}$	10	%
Frequenza dei lavaggi	f	1	d^{-1}
Velocità media dell'aria in ingresso (Canler e Perret, 1994)	v_{aria}	70	m h^{-1}
Durata media del lavaggio con aria (Infilco Degremont, 2009)	t_{aria}	11	min

Il dimensionamento viene effettuato imponendo un calcolo iterativo basato sul bilancio di massa di BOD, TKN e $\text{NO}_3\text{-N}$ (figura 4.10) secondo la procedura riportata di seguito (Bonomo, 2008).

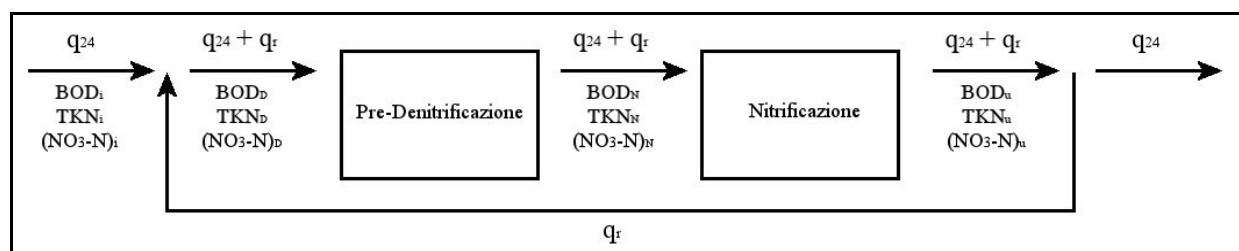


Figura 4.10 - Funzionamento della fase biologica a biomassa adesa

1. calcolo del carico di BOD in ingresso

$$B_b = BOD_i \cdot q_{24} \quad [4.59]$$

2. calcolo dell'efficienza di rimozione del BOD

$$\eta_{B_b} = \frac{(BOD_i - BOD_u)}{BOD_i} \cdot 100 \quad [4.60]$$

3. calcolo del carico di TKN da nitrificare

$$\Delta TKN_{ox} = q_c \cdot (TKN_i - TKN_u) - 0,05 \cdot \eta_{B_b} \cdot B_b \quad [4.61]$$

4. calcolo del volume teorico della fase di nitrificazione

$$V_{tot-N} = \Delta TKN_{ox} \cdot (C_{v-N})^{-1} \quad [4.62]$$

5. calcolo della superficie teorica della fase di nitrificazione

$$S_{tot-N} = V_{tot-N} \cdot (H_N)^{-1} \quad [4.63]$$

6. calcolo del numero di filtri per la fase di nitrificazione

$$S_{tot-N} / S_N \quad [4.64]$$

7. calcolo del rapporto di ricircolo, tramite un bilancio di massa (tra l'ingresso e l'uscita al biologico), imponendo che NO_3-N sia pari al valore riportato in tabella 4.9

$$(NO_3 - N)_u = \left(TKN_i - TKN_u - \frac{0,05 \cdot \eta_{B_b} \cdot B_b}{q_c} \right) \cdot (1 + r)^{-1} \quad [4.65]$$

8. verifica del carico idraulico nella fase di nitrificazione: nel caso in cui il valore di carico idraulico non fosse compreso nell'intervallo riportato in tabella 4.38, sarà necessario variare il numero di filtri

$$C_{i-N} = \frac{(1 + r) \cdot q_c}{S_{tot-N}} \quad [4.66]$$

9. calcolo del carico di NO_3-N da rimuovere in denitrificazione

$$\Delta(NO_3 - N)_D = \Delta TKN_{ox} - q_c \cdot (NO_3 - N)_u \quad [4.67]$$

10. calcolo del volume teorico delle vasche di denitrificazione

$$V_{tot-D} = \Delta(NO_3 - N)_D \cdot (C_{v-D})^{-1} \quad [4.68]$$

11. calcolo della superficie teorica come al punto 5, del numero di filtri come al punto 6 e verifica del carico idraulico della fase di denitrificazione come al punto 8 (i cui termini fanno riferimento alla denitrificazione)

12. calcolo del fabbisogno di aria in nitrificazione dove 17,5 rappresenta il consumo specifico di aria scelto nell'intervallo $15 \div 20 \text{ m}^3_N \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Bonomo, 2008)

$$\Delta aria = 17,5 \cdot S_{tot-N} \quad [4.69]$$

13. calcolo del consumo totale di acqua durante un ciclo di lavaggio

$$\Delta acqua = \%_{acqua-lavaggio} \cdot (1 + r) \cdot q_c \quad [4.70]$$

14. calcolo del volume totale di acqua utilizzato

$$V_{acqua} = \Delta acqua \cdot f \quad [4.71]$$

15. calcolo del volume totale d'aria utilizzato

$$\Delta aria_{lavaggio} = v_{aria} \cdot (S_{tot-D} + S_{tot-N}) \cdot t_{aria} \cdot f \quad [4.72]$$

I risultati numerici sono esposti in tabella 4.39.

Tabella 4.39 - Risultati numerici del dimensionamento della fase biologica

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Carico di BOD in ingresso alla fase biologica	B_b	4.500	kgBOD d ⁻¹
Efficienza di rimozione del BOD	η_{Bb}	82,2	%
Carico di TKN da nitrificare	ΔTKN_{ox}	48,76	kgTKN h ⁻¹
Rapporto di ricircolo	r	1,16	-
Carico di NO ₃ -N da rimuovere in denitrificazione	$\Delta(NO_3-N)_D$	26,17	kgNO ₃ -N h ⁻¹
Numero di filtri di denitrificazione		3	
Verifica del carico idraulico (denitrificazione)	C_{i-D}	18,82	m h ⁻¹
Numero di filtri di nitrificazione		6	
Verifica del carico idraulico (nitrificazione)	C_{i-N}	9,91	m h ⁻¹
Numero di linee		3	
Fabbisogno di aria in nitrificazione	$\Delta aria$	8.610	m ³ h ⁻¹
Volume di acqua necessario per il lavaggio	V_{acqua}	11.702	m ³
Volume di aria necessario per il lavaggio	V_{aria}	9.471	m ³ d ⁻¹

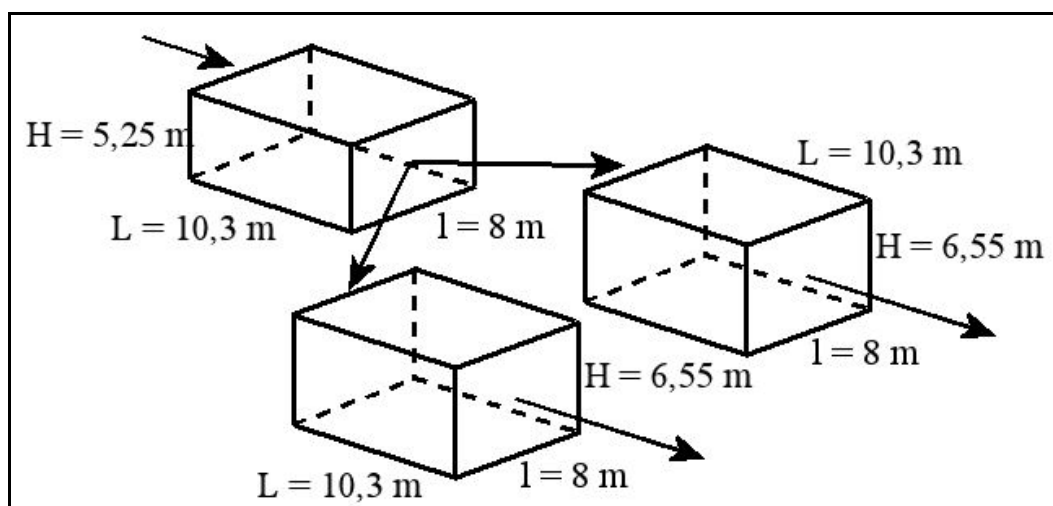


Figura 4.11 - Reattori a biomassa adesiva

4.4.3 Disinfezione

Si fa riferimento al dimensionamento fatto per il WWTP1: il tempo di contatto è stato aumentato proporzionalmente tenendo presente che la concentrazione di coliformi totali in ingresso alla fase di

disinfezione del WWTP2 ($8 \cdot 10^5$ UFC/100 mL) è maggiore rispetto a quella del WWTP1 ($2,5 \cdot 10^5$ UFC/100 mL) a causa della diversa struttura dei WWTP. Risulta necessaria un'efficienza di rimozione dei coliformi totali di 4,9 Log.

Disinfezione con ipoclorito di sodio

Si utilizzano nuovamente i dati riportati in tabella 4.26 (varia il tempo di contatto in tempo secco, pari a 30 min) e il procedimento descritto al paragrafo 4.3.5.

I risultati numerici del dimensionamento sono riportati in tabella 4.40 (Bonomo, 2008; Metcalf & Eddy, 2006).

Tabella 4.40 - Dimensionamento disinfezione con NaClO

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Concentrazione di cloro residuo	C_r	7,52	mg L ⁻¹
Concentrazione di cloro attivo	C_a	14,02	mg L ⁻¹
Portata di soluzione di ipoclorito	$q_{\text{soluzione-NaClO}}$	156	kg h ⁻¹
Portata di soluzione di ipoclorito in condizioni di pioggia	$q_{\text{pb soluzione-NaClO}}$	428	kg h ⁻¹
Volume teorico vasca di contatto	V	833	m ³

Le dimensioni effettive delle vasche di contatto (a cui corrispondono i parametri indicati in tabella 4.42 (con riferimento alla tabella 4.2)) sono riportate in tabella 4.41.

Tabella 4.41 - Dimensioni effettive della vasca di contatto per la disinfezione con NaClO

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Numero linee		2	
Altezza vasca	h	2,3	m
Larghezza canale	l_c	1,9	m
Lunghezza canale	L	20	m
Numero inversioni		4	
Larghezza vasca	l_v	9,5	m
Volume effettivo	V	874	m ³

Tabella 4.42 - Verifica dei parametri per la vasca di contatto per la disinfezione con NaClO

GRANDEZZA	VALORE
Velocità in tempo secco	0,11
Velocità in tempo di pioggia	0,29
Rapporto altezza/larghezza canali	1,21
Rapporto lunghezza totale/larghezza canale	52,63
Verifica del tempo di contatto [min]	31,46
Verifica del tempo di contatto in condizioni di pioggia [min]	11,44

In figura 4.12 sono rappresentate le vasche di contatto.

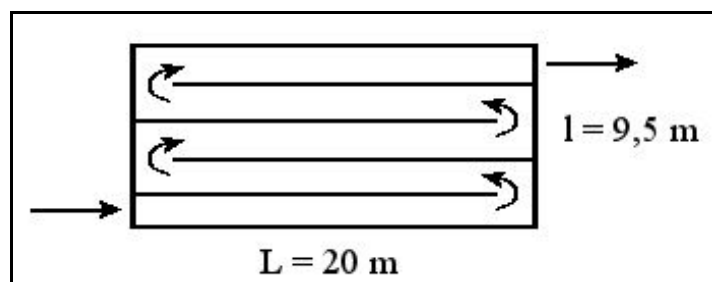


Figura 4.12 - Vasca di contatto per la fase di disinfezione con NaClO

Per lo stoccaggio del disinfettante è necessario un serbatoio: per garantire un'autonomia di almeno 7 giorni, il volume di tale serbatoio (cilindrico) è pari a $78,5 \text{ m}^3$ ($r = 2,5 \text{ m}$, $H = 4 \text{ m}$).

Disinfezione con acido peracetico

I dati necessari per il dimensionamento della fase di disinfezione con PAA sono gli stessi di tabella 4.30 (Bonomo, 2008; Nurizzo, 2003; Rossi, 2004) (variano i tempi di contatto che valgono 35 min in tempo secco e 12 min in tempo di pioggia) e il procedimento è uguale a quello descritto al paragrafo 4.3.5.

I risultati numerici del dimensionamento sono riportati in tabella 4.43

Tabella 4.43 - Dimensionamento della fase di disinfezione con PAA

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Concentrazione di E. Coli	N_{0-EC}	$3,60 \cdot 10^4$	UFC/100 mL
Concentrazione di PAA	C	13,44	mg L ⁻¹
Portata di soluzione di PAA	$q_{\text{soluzione-PAA}}$	149	kg h ⁻¹
Portata di soluzione di PAA in condizioni di pioggia	$q_{\text{pb soluzione-PAA}}$	411	kg h ⁻¹
Volume teorico vasca di contatto	V	972	m ³

Le dimensioni effettive delle vasche di contatto sono riportate in tabella 4.44.

Tabella 4.44 - Dimensioni effettive della vasca di contatto per la disinfezione con PAA

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Numero linee		2	
Altezza vasca	h	2,3	m
Larghezza canale	l_c	2,1	m
Lunghezza canale	L	21	m
Numero inversioni		4	
Larghezza vasca	l_v	10,5	m
Volume effettivo	V	1.014	m ³

A questi valori corrispondono i parametri riportati in tabella 4.45 (formule e valori guida sono illustrati nella tabella 4.29).

Tabella 4.45 - Verifica dei parametri per la vasca di contatto per la disinfezione con PAA

GRANDEZZA	VALORE
Velocità in tempo secco	0,10
Velocità in tempo di pioggia	0,26
Rapporto altezza/larghezza canali	1,10
Rapporto lunghezza totale/larghezza canale	50,00
Verifica del tempo di contatto [min]	36,51
Verifica del tempo di contatto in condizioni di pioggia [min]	13,28

In figura 4.13 sono rappresentate le vasche di contatto.

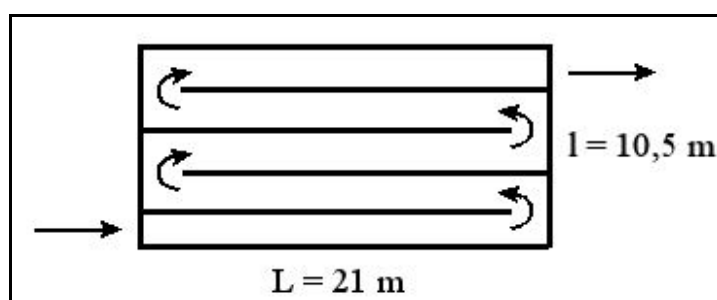


Figura 4.13 - Vasca di contatto per la fase di disinfezione con PAA

Per lo stoccaggio del disinfettante è necessario un serbatoio: per garantire un'autonomia di almeno 7 giorni, il volume di tale serbatoio (cilindrico) è pari a $78,5 \text{ m}^3$ ($r = 2,5 \text{ m}$, $H = 4 \text{ m}$).

Disinfezione con radiazione ultravioletta

La sezione di disinfezione a UV è stata dimensionata come al paragrafo 4.3.5, utilizzando i dati riportati in tabella 4.46.

Tabella 4.46 - Dati per il dimensionamento della disinfezione con UV

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Tempo di contatto	t_c	9	sec
Dose attiva di UV	D_{attiva}	38	mJ cm^{-2}
Tasmittanza a 254 nm	τ	65	%
Portata nominale lampada	$q_{lampada-gc}$	9,9	$\text{m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ lampada}^{-1}$
Dose UV	$D = D_{attiva} \cdot \tau$	58,5	mJ cm^{-2}
Intensità della radiazione	$I = D/t_c$	6,5	mW cm^{-2}

Si usano banchi da 5 moduli (N_{moduli}) dalle stesse caratteristiche di quelli usati per il WWTP1.

I risultati numerici del dimensionamento sono presentati in tabella 4.47 (il numero delle lampade ottenuto è stato verificato con dati realistici presso l'azienda Montagna Srl).

Tabella 4.47 - Risultati del dimensionamento della fase di disinfezione con UV

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Numero lampade	$N_{lampade-qc}$	228	
Numero banchi totali effettivo	N_{banchi}	6	
Numero lampade totali ($N_{banchi} \cdot N_{moduli} \cdot N_{lampade-modulo}$)	$N_{lampade}$	240	
Larghezza banco ($l_{modulo} \cdot N_{moduli}$)	l_{banco}	1,25	m
Lunghezza banco (= lunghezza lampada)	L_{banco}	1,5	m
Numero linee	N_{linee}	3	
Banchi per linea	$N_{banchi-linea}$	2	
Lunghezza linea ($L_{banco} \cdot N_{banchi-linea} + franco (=1m)$)	L_{linea}	4	m
Larghezza linea (= l_{banco})	l_{linea}	1,25	m
Altezza linea (= $H_{modulo} + H_{quadro elettrico} (=0,81m)$)	H_{linea}	1,25	m
Verifica della portata nominale	$q_{lampada-qc}$	9,4	$m^3 h^{-1} lampada^{-1}$

In figura 4.14 è rappresentata una vasca di contatto per la fase di disinfezione con raggi UV

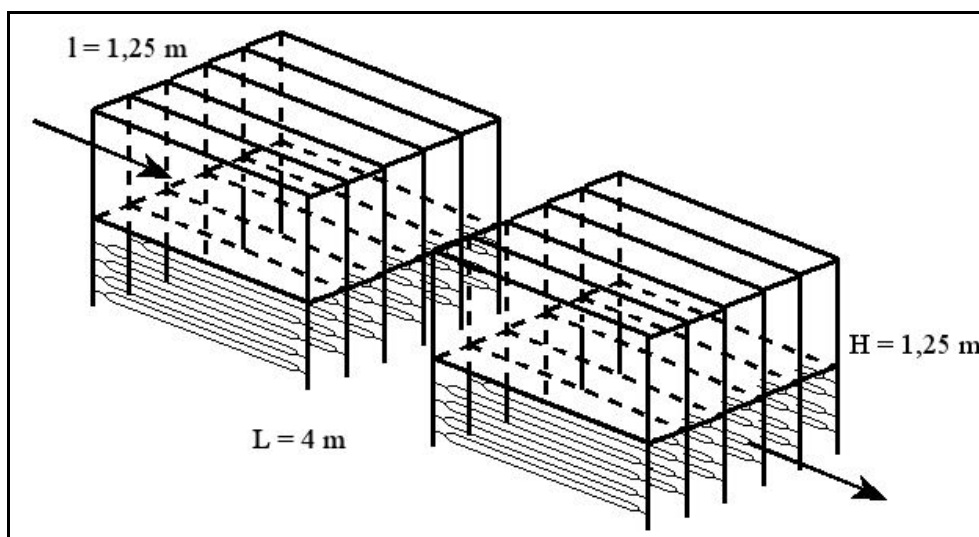


Figura 4.14 - Vasca di contatto per la fase di disinfezione con raggi UV

In tabella 4.64 vengono riassunte le dimensioni delle vasche di cui si compone l'impianto a biomassa adesa.

4.5 Impianto con bioreattore a membrana (WWTP3)

4.5.1 Stacciatura

A differenza del WWTP1 e del WWTP2 che prevedono un sedimentatore primario per la rimozione dei solidi sospesi sedimentabili, l'impianto con bioreattore a membrana è caratterizzato da una fase di stacciatura a tamburo rotante (luce 1 mm) che si è dimensionata utilizzando i criteri presentati in tabella 4.48 (Bonomo, 2008; Chiavola, 2006; Metcalf & Eddy, 2006).

Tabella 4.48 - Criteri di dimensionamento della fase di staccatura

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Portata nominale della griglia	q_n	0,03÷0,8	$m^3 s^{-1}$
Larghezza	l	1÷3	m
Lunghezza	L	2÷6,5	m
Altezza	H	1÷2,5	m
Superficie di filtrazione	A_f	2,5÷26	m^2

Si è scelto di utilizzare rotostacci (figura 4.15) “Rotodrum 2040” (Siemens) le cui caratteristiche sono riportate in tabella 4.49.

Tabella 4.49 - Dimensioni della fase di staccatura

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Portata nominale della griglia	q_n	0,55	$m^3 s^{-1}$
Numero rotostacci ($q_c =$ portata di calcolo)	$\frac{q_c}{q_n}$	5	
Larghezza	l	2,7	m
Lunghezza	L	6,5	m
Altezza	H	2,5	m
Superficie di filtrazione	A_f	25,9	m^2

La rimozione prevista per gli inquinanti (Bonomo, 2008; Metcalf & Eddy, 2006) e le caratteristiche del flusso in uscita da questa fase sono presentate in tabella 4.50.

Tabella 4.50 - Rimozioni degli inquinanti e caratteristiche dell’effluente in staccatura

PARAMETRO	RIMOZIONE	CONCENTRAZIONE
	[%]	[$mg L^{-1}$]
BOD	20	120
SST	25	169
TKN	0	30
Coliformi totali	30	$7 \cdot 10^7$ UFC / 100mL

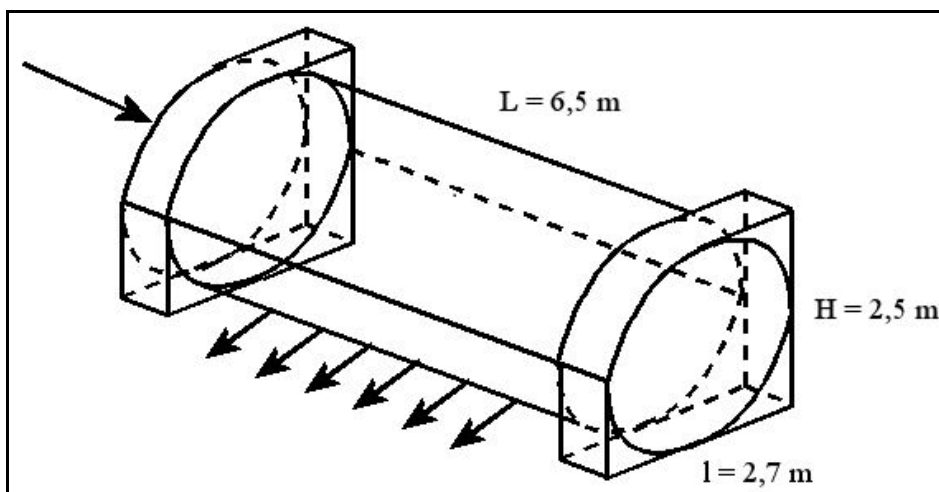


Figura 4.15 - Rotostaccio per la fase di staccatura

4.5.2 Reattore MBR

Si è scelto di dimensionare la fase biologica collocando le membrane in uno scomparto distinto dal bioreattore perché è la soluzione che pone meno problemi per gli impianti con pre-denitrificazione e successiva nitrificazione (Bonomo, 2008). L'obiettivo di depurazione è presentato in tabella 4.51; l'effluente ha caratteristiche riportate in tabella 4.5 se non per la carica batterica che in uscita da questa sezione vale 700 UFC/100 mL (Till e Mallia, 2001).

Tabella 4.51 - Rimozioni degli inquinanti della fase biologica

PARAMETRO	RIMOZIONE [%]
BOD	83,3
SST	94,1
TKN	93,3
Coliformi totali	1,8 Log

I criteri di dimensionamento sono riportati in tabella 4.52.

Tabella 4.52 - Criteri di dimensionamento del reattore di nitrificazione (Metcalf & Eddy, 2006)

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Rapporto COD/BOD	COD/BOD	2	-
Frazione biodegradabile del COD	f_{COD}	85	%
Frazione non biodegradabile particolata del COD	$f_{\text{COD-np}}$	8,5	%
Età del fango complessiva	SRT	27	d
Rapporto di ricircolo	r	3	-
Rapporto SSV/SST	SSV/SST	0,7	-
Rapporto N/SSV biomassa eterotrofa	N/SSV_D	0,12	-
Rapporto COD/SSV	COD/SSV	1,38	-
SSV di residuo endogeno	-	0,2	-
SSnV/SSV biomassa	-	0,15	-
Concentrazione di biomassa	x	10,5	kgSSV m ⁻³
NITRIFICAZIONE			
Concentrazione di ossigeno disciolto	OD	2	mg L ⁻¹
Fattore di correzione di trasferimento dell'ossigeno	alfa	0,7	-
Velocità massima di rimozione del substrato	$v_{N(20)}$	4,5	kgTKN kg ⁻¹ SSV d ⁻¹
Coefficiente di ragguaglio della temperatura	σ	1,12	-
Tasso di crescita cellulare	Y_N	0,15	-
Velocità di scomparsa batterica	$k_{N(d)}$	0,04	kgSSV kg ⁻¹ SSV d ⁻¹
Coefficiente di ragguaglio della temperatura	σ	1,03	-
Costante di semi-saturazione relativa al TKN	k_{TKN}	1	mgTKN L ⁻¹
Costante di semi-saturazione relativa all'OD	k_{OD}	1	mgO ₂ L ⁻¹
DENITRIFICAZIONE			
Velocità massima di rimozione del substrato per il COD	$v'_{D(20)}$	15	kgCOD kg ⁻¹ SSV d ⁻¹
Coefficiente di ragguaglio della temperatura	σ	1,05	-
Velocità massima di rimozione del substrato per i nitrati	$v''_{D(20)}$	0,08	kgNO ₃ -N kg ⁻¹ SSV d ⁻¹
Coefficiente di ragguaglio della temperatura	σ	1,026	-
Tasso di crescita cellulare	Y_D	0,4	-
Costante di semi-saturazione	k_s	20	mg L ⁻¹
Coefficiente di ragguaglio della temperatura	σ	1,05	-
Velocità di scomparsa batterica	$k_{D(d)}$	0,15	kgSSV kg ⁻¹ SSV d ⁻¹
Coefficiente di ragguaglio della temperatura	σ	1,04	-

Il dimensionamento è stato effettuato tramite la procedura delineata dall'Activated Sludge Model N°1 (ASM1) che descrive le reazioni effettuate dai batteri eterotrofi in condizioni aerobiche e anossiche e quelle dei batteri autotrofi nitrificanti (il volume del reattore è funzione della biomassa presente in esso). Il parametro di misura del substrato organico, diversamente da quello che accadeva per i fanghi attivi convenzionali, è il COD (Metcalf & Eddy, 2006).

Per le sole condizioni invernali (condizione limitante), è stato effettuato il dimensionamento (tabella 4.53) secondo la seguente procedura iterativa (Metcalf & Eddy, 2006) i cui termini sono esposti nelle tabelle 4.2, 4.4, 4.5, 4.50, 4.52 e 4.53:

1. ipotesi di un valore di SRT_N e calcolo di α' come rapporto tra SRT_N e SRT
2. calcolo della biomassa eterotrofa complessivamente presente

$$X_D = f_{COD} \cdot Y_D \cdot SRT \cdot \alpha' \cdot q_c \cdot [(COD/BOD) \cdot BOD_i] \cdot [1 + k_{D(20)} \cdot 1,04^{(T_{mv}-20)} \cdot SRT \cdot \alpha']^{-1} \quad [4.73]$$

3. calcolo della velocità di rimozione del TKN

$$v_N = v_{N(20)} \cdot 1,12^{(T_{mv}-20)} \cdot \frac{OD}{k_{OD} + OD} \cdot \frac{TKN_u}{k_{TKN} + TKN_u} \quad [4.74]$$

4. calcolo dell'età del fango minima in nitrificazione

$$SRT_{N\min} = [Y_N \cdot v_N - k_{N(d)} \cdot 1,03^{(T_{mv}-20)}]^{-1} \quad [4.75]$$

5. calcolo del fattore di sicurezza

$$FS = SRT_N / SRT_{N\min} \quad [4.76]$$

6. calcolo del carico da nitrificare

$$C_N = q_c \cdot (TKN_i - TKN_u) - (N/SSV_D) \cdot (X_D + X^I) \cdot (SRT_N)^{-1} \quad [4.77]$$

7. calcolo della biomassa nitrificante

$$X_N = \frac{C_N \cdot Y_N \cdot SRT_N}{1 + k_{N(d)} \cdot 1,03^{(T_{mv}-20)} \cdot SRT_N} \quad [4.78]$$

8. calcolo della biomassa di residuo endogeno

$$X^I = 0,2 \cdot k_{D(d)} \cdot 1,04^{(T_{mv}-20)} \cdot SRT_N \cdot X_D \quad [4.79]$$

9. calcolo dei solidi sospesi volatili da influente

$$X^{II} = q_c \cdot [(COD/BOD) \cdot BOD_i] \cdot f_{COD-np} \cdot SRT_N \quad [4.80]$$

10. calcolo dei solidi sospesi volatili complessivi

$$X_V = X_D + X_N + X^I + X^{II} \quad [4.81]$$

11. calcolo dei solidi sospesi non volatili nella biomassa

$$X^{III} = 0,15 \cdot (X_D + X_N) \quad [4.82]$$

12. calcolo dei solidi sospesi non volatili da influente

$$X^{IV} = q_c \cdot SRT_N \cdot SST_i \cdot [1 - (SSV/SST)] \quad [4.83]$$

13. calcolo dei solidi sospesi non volatili complessivi

$$X_{nV} = X^{III} + X^{IV} \quad [4.84]$$

14. calcolo dei solidi sospesi totali

$$X = X_V + X_{nV} \quad [4.85]$$

15. calcolo della percentuale di solidi volatili

$$v = \frac{X_V}{X} \quad [4.86]$$

16. calcolo del carico da denitrificare

$$C_D = C_N \cdot \frac{r}{r+1} \quad [4.87]$$

17. calcolo della velocità di denitrificazione alla temperatura di progetto

$$v_D = v''_{D(20)} \cdot 1,03^{(T_{mv} - 20)} \quad [4.88]$$

18. calcolo della biomassa eterotrofa nella fase di denitrificazione

$$X_{Dden} = \frac{C_D}{v_D} \quad [4.89]$$

19. calcolo del carico del fango nella fase di denitrificazione

$$C_{fden} = \frac{q_c \cdot BOD_i}{X_{Dden}} \quad [4.90]$$

20. calcolo della percentuale di eterotrofi denitrificanti

$$f_{Dden} = \frac{X_{Dden}}{X_{Dden} + X_D} \quad [4.91]$$

21. calcolo del rapporto tra la biomassa eterotrofa in denitrificazione e quella in nitrificazione

$$\frac{X_{Dden}}{X_{Dnit}} = \frac{1}{\frac{1}{f_{Dden}} - 1} \quad [4.92]$$

22. calcolo dei solidi sospesi totali in denitrificazione

$$X_{den} = \frac{X_{Dden}}{X_{Dnit}} \cdot X \quad [4.93]$$

23. verifica del carico del fango applicato

$$C_f = \frac{v \cdot q_c \cdot BOD_i}{X_{den} \cdot v + X_V} \quad [4.94]$$

24. calcolo del rapporto tra la concentrazione di biomassa denitrificante e quella nitrificante

$$\frac{x_D}{x_N} = \frac{r}{(r+1)} \quad [4.95]$$

25. calcolo dei volumi percentuali relativi alla denitrificazione e alla nitrificazione

$$f_{V_D} = \frac{1}{1 + (x_D/x_N) \cdot (X_{Dden}/X_{Dnit})} \text{ e } f_{V_N} = 1 - f_{V_D} \quad [4.96]$$

26. calcolo di α'' : nel caso in cui la differenza $\alpha' - \alpha''$ non fosse nulla è necessario modificare in modo iterativo il valore di SRT_N

$$\alpha'' = \frac{1}{1 + (x_D/x_N) \cdot (f_{V_D}/f_{V_N})} \quad [4.97]$$

27. calcolo del volume complessivo (denitrificazione + nitrificazione)

$$V = \frac{X}{x} \quad [4.98]$$

28. calcolo dei volumi relativi alle fasi di denitrificazione e nitrificazione

$$V_D = V \cdot f_{V_D} \text{ e } V_N = V \cdot f_{V_N} \quad [4.99]$$

29. la concentrazione di biomassa in denitrificazione e nitrificazione si calcola imponendo un sistema tra la [4.95] e la [4.100]

$$V \cdot x = V_D \cdot x_D + V_N \cdot x_N \quad [4.100]$$

30. calcolo del tempo di residenza idraulico in denitrificazione e nitrificazione

$$HRT_D = \frac{V_D}{q_{24}} \text{ e } HRT_N = \frac{V_N}{q_{24}} \quad [4.101]$$

I fabbisogni di ossigeno (tabella 4.54) vengono invece calcolati secondo la seguente procedura (Metcalf & Eddy, 2006) e il significato dei simboli è riportato nelle tabelle 4.2, 4.53 e 4.54:

1. calcolo del fabbisogno di ossigeno

$$\Delta O_2 = q_c \cdot COD_i \cdot f_{COD} - 1,42 \cdot [(X_D/SRT_{N\min}) + (X_N/SRT_{N\min})] + 4,33 \cdot C_N - 2,86 \cdot C_D \quad [4.102]$$

2. calcolo della capacità di ossigenazione nelle condizioni di esercizio con la [4.34] (i cui termini fanno riferimento al dimensionamento della sezione MBR)

3. calcolo della capacità di ossigenazione nelle condizioni standard con la [4.36] (i cui termini fanno riferimento al dimensionamento della sezione MBR)

Come per il processo a fanghi attivi si è deciso di realizzare vasche a pianta rettangolare, le cui dimensioni sono riassunte in tabella 4.55.

Tabella 4.53 - Dimensionamento della fase biologica

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Età del fango in nitrificazione	SRT_N	17,42	d
Rapporto α'	α'	0,65	-
Biomassa eterotrofa complessivamente presente	X_D	26.487	kgSSV
Velocità di rimozione dei TKN	v_N	0,81	kgTKN kg ⁻¹ SSV d ⁻¹
Età del fango minima in nitrificazione	SRT_{Nmin}	11,16	d
Fattore di sicurezza	FS	1,56	-
Carico da nitrificare	C_N	1.266	kgTKN d ⁻¹
Biomassa nitrificante	X_N	2.134	kgSSV
Biomassa di residuo endogeno	X^I	10.113	kgSSV
Solidi sospesi volatili da influente	X^{II}	13.959	kgSSV
Solidi sospesi volatili complessivi	X_V	52.693	kgSSV
Solidi sospesi non volatili nella biomassa	X^{III}	4.293	kgSSnV
Solidi sospesi non volatili da influente	X^{IV}	47.805	kgSSnV
Solidi sospesi non volatili complessivi	X_{nV}	52.098	kgSSnV
Solidi sospesi totali	X	104.790	kgSST
Percentuale di solidi sospesi volatili	v	50	%
Carico da denitrificare	C_D	949	kgNO ₃ -N d ⁻¹
Velocità di denitrificazione alla temperatura di progetto	v_D	0,07	kgNO ₃ -N kg ⁻¹ SSV d ⁻¹
Biomassa eterotrofa denitrificante	X_{Dden}	14.571	kgSSV
Percentuale di eterotrofi denitrificanti	f_{Dden}	35	%
Rapporto X_{Dden}/X_{Dnit}	X_{Dden}/X_{Dnit}	0,55	-
Solidi sospesi totali in denitrificazione	X_{den}	57.650	kgSST
Carico del fango (0,04÷0,15)	C_f	0,04	kgBOD kg ⁻¹ SST d ⁻¹
Rapporto x_D/x_N	x_D/x_N	0,75	-
Volume percentuale di denitrificazione	f_{VD}	42	%
Volume percentuale di nitrificazione	f_{VN}	58	%
Rapporto α''	α''	65	%
Volume complessivo (denitrificazione+nitrificazione)	V	9.980	m ³
Volume di denitrificazione	V_D	4.223	m ³
Volume di nitrificazione	V_N	5.757	m ³
Concentrazione di biomassa in denitrificazione	x_D	8,81	kgSST m ⁻³
Concentrazione di biomassa in nitrificazione	x_N	11,74	kgSST m ⁻³
Tempo di residenza idraulico in denitrificazione su q_{24}	HRT_D	2,53	h
Tempo di residenza idraulico in nitrificazione su q_{24}	HRT_N	3,45	h

Tabella 4.54 - Fabbisogni di ossigeno per la fase a fanghi attivi

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Fabbisogno di ossigeno	ΔO_2	10.184	kgO ₂ d ⁻¹
Capacità di ossigenazione alle condizioni di esercizio	$(O.C.)_w$	12.017	kgO ₂ d ⁻¹
Capacità di ossigenazione alle condizioni standard	$(O.C.)_{st}$	21.526	kgO ₂ d ⁻¹

Tabella 4.55 - Risultati del dimensionamento delle vasche della fase biologica

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE		UNITA' DI MISURA
		DENITRIFICAZIONE	NITRIFICAZIONE	
Altezza vasche	H	4,5	4,5	m
Larghezza vasca	l	12	12	m
Lunghezza vasca	L	14	18	m
Superficie vasca	S	168	216	m ²
Volume vasca	V	756	972	m ³
Numero di linee		6		
Volume totale vasche	V_{tot}	4.536	5.832	m ³

La sezione a membrane è dimensionata in base ai parametri riportati in tabella 4.56 (Siemens).

Tabella 4.56 - Parametri di dimensionamento per la sezione a membrane

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Flusso specifico	LMH	12,5	L m ⁻² h ⁻¹
Superficie di filtrazione di un modulo	A _{f-modulo}	38	m ²
Moduli per banco		16	
Superficie in pianta di un banco	A _{banco}	1,6	m ²
Altezza	H	2,5	m

Il dimensionamento è stato effettuato secondo la procedura riportata di seguito (Metcalf & Eddy, 2006) i cui termini sono indicati nelle tabelle 4.2, 4.56 e 4.57:

1. calcolo della superficie di filtrazione della sezione a membrane

$$A_f = \frac{q_c}{LMH} \quad [4.103]$$

2. calcolo del numero di banchi

$$N_{banchi} = \frac{A_f}{A_{f-modulo} \cdot 16} \quad [4.104]$$

3. scelto il numero di banchi per comparto (N_{banchi-comparto} = 25) si calcola il numero di comparti (ricordando che le linee della fase biologica sono 6)
4. calcolo della superficie e del volume di ogni comparto

$$A_{comparto} = A_{banco} \cdot 25 \text{ e } V_{comparto} = A_{comparto} \cdot H \quad [4.105]$$

5. calcolo della superficie e del volume della sezione a membrane

$$A = A_{comparto} \cdot N_{comparti} \text{ e } V = V_{comparto} \cdot N_{comparti} \quad [4.106]$$

I risultati numerici del dimensionamento sono riportati in tabella 4.57.

Tabella 4.57 - Risultati numerici del dimensionamento della sezione a membrane

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Superficie di filtrazione	A _f	180.703	m ²
Numero di banchi	N _{banchi}	300	
Numero di comparti	N _{comparto}	12	
Superficie di un comparto	A _{comparto}	40	m ²
Larghezza comparto	l _{comparto}	5	m
Lunghezza comparto	L _{comparto}	8	m
Volume di un comparto	V _{comparto}	100	m ³
Superficie	A	480	m ²
Volume	V	1.200	m ³

In figura 4.16 è rappresentata una linea con reattore a membrane.

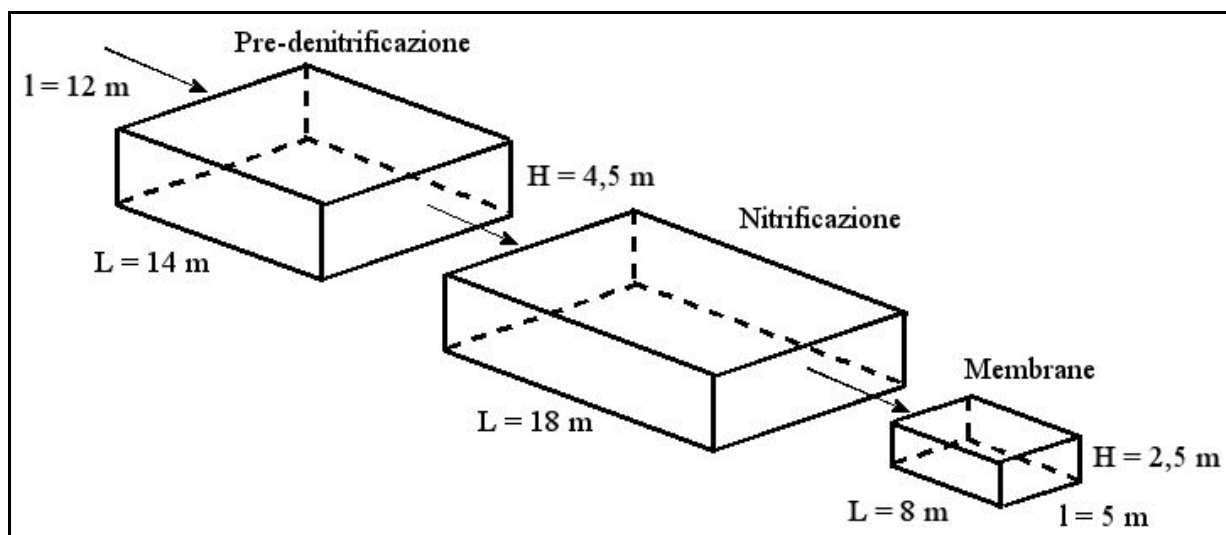


Figura 4.16 - Linea con reattore a membrane

4.5.3 Disinfezione

Si è dimensionata esclusivamente la sezione a UV facendo riferimento al dimensionamento fatto per il WWTP1 variando però il valore di alcuni parametri tenendo presente che la concentrazione di coliformi totali in ingresso alla fase di disinfezione del WWTP3 (700 UFC/100 mL) è minore rispetto a quella del WWTP1 ($2,5 \cdot 10^5$ UFC/100 mL) a causa della diversa struttura degli impianti. Risulta necessaria un'efficienza di rimozione dei coliformi totali di 1,8 Log.

Disinfezione con radiazione ultravioletta

La sezione di disinfezione a UV è stata dimensionata come al paragrafo 4.3.5, utilizzando i dati riportati in tabella 4.58.

Tabella 4.58 - Dati per il dimensionamento della disinfezione con UV

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Tempo di contatto	t_c	6	sec
Dose attiva di UV	D_{attiva}	37,8	mJ cm^{-2}
Tasmittanza a 254 nm	τ	70	%
Portata nominale lampada (tempo secco)	$q_{lampada-qc}$	36	$\text{m}^3 \text{h}^{-1} \text{lampada}^{-1}$
Dose UV	$D = D_{attiva} \cdot \tau$	54	mJ cm^{-2}
Intensità della radiazione	$I = D/t_c$	9	mW cm^{-2}

Si usano banchi da 2 moduli (N_{moduli}) dalle stesse caratteristiche di quelli usati per il WWTP1.

I risultati numerici del dimensionamento sono presentati in tabella 4.59 (il numero delle lampade ottenuto è stato verificato con dati realistici presso l'azienda Montagna S.r.l.).

Tabella 4.59 - Risultati del dimensionamento della fase di disinfezione con UV

GRANDEZZA	SIMBOLO	VALORE	
Numero lampade	$N_{lampade-qc}$	63	
Numero banchi totali effettivo	N_{banchi}	4	
Numero lampade totali ($N_{banchi} \cdot N_{moduli} \cdot N_{lampade-modulo}$)	$N_{lampade}$	64	
Larghezza banco ($l_{modulo} \cdot N_{moduli}$)	l_{banco}	0,5	m
Lunghezza banco (= lunghezza lampada)	L_{banco}	1,5	m
Numero linee	N_{linee}	2	
Banchi per linea	$N_{banchi-linea}$	2	
Lunghezza linea ($L_{banco} \cdot N_{banchi-linea} + franco (=1m)$)	L_{linea}	4	m
Larghezza linea (= l_{banco})	l_{linea}	0,5	m
Altezza linea (= $H_{modulo} + H_{quadro elettrico} (=0,81m)$)	H_{linea}	1,25	m
Verifica della portata nominale	$q_{lampada-qc}$	35,3	$m^3 h^{-1} lampada^{-1}$

In figura 4.17 sono rappresentate le vasche di contatto (modificare dimensioni banco).

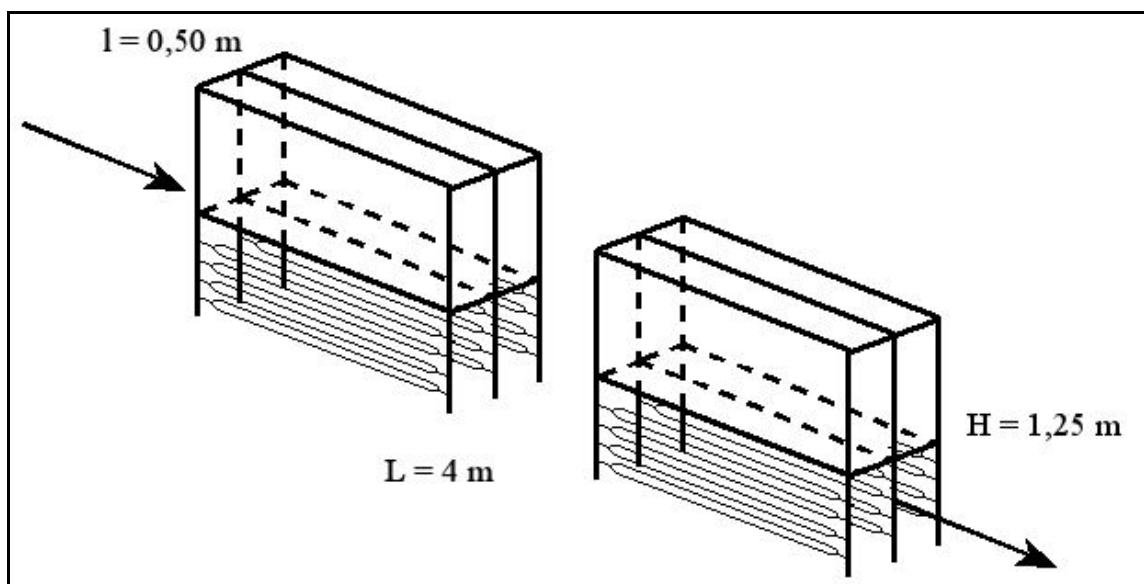


Figura 4.17 - Vasca di contatto per la fase di disinfezione con raggi UV

In tabella 4.65 vengono riassunte le dimensioni delle vasche di cui si compone l'impianto con il bioreattore a membrana.

4.6 Valutazione dei quantitativi di fanghi prodotti

La linea fanghi non è stata dimensionata e quindi non è stata inclusa nell'analisi, ma si sono comunque calcolate le quantità di fanghi prodotti da ciascun WWTP (tabella 4.60) per una più corretta valutazione del confronto.

I fanghi hanno caratteristiche differenti a seconda della sezione da cui vengono estratti per cui i loro quantitativi vengono calcolati separatamente:

- fanghi di sedimentazione primaria ΔX_I (WWTP1 e WWTP2): sono stati calcolati

considerando un rendimento di rimozione η_{I-ss} del 50% e un apporto unitario dei solidi sospesi SST di $90 \text{ g ab}^{-1} \text{ d}^{-1}$:

$$\Delta X_I = \eta_{I-ss} \cdot SST \cdot P \quad [4.107]$$

dove P è la popolazione servita;

- i solidi in uscita dalla fase di staccatura del WWTP3 non sono classificati come fanghi ma come rifiuto speciale (grigliato); la quantità di grigliato è stata valutata tramite la formula [4.108] dove SST e P hanno gli stessi valori e significati della formula [4.107], mentre η_{G-ss} (rendimento di rimozione dei solidi sospesi) vale 25%:

$$\Delta SS_G = \eta_{G-ss} \cdot SST \cdot P \quad [4.108]$$

- fanghi biologici: si calcolano diversamente a seconda della tipologia della sezione biologica:
 - per il calcolo dei quantitativi di fango biologico prodotto dal WWTP1 (estratto dal sedimentatore secondario) si è utilizzata la successiva procedura (Bonomo, 2008) i cui termini sono descritti nelle tabelle 4.2, 4.10, 4.11, 4.12 e 4.60:

1. calcolo della componente volatile del fango biologico

$$\Delta X_V = Y_D \cdot \eta_{bs} \cdot B_b - k_d \cdot X_{(v)} \quad [4.109]$$

2. calcolo della componente non volatile del fango biologico (il η_{I-ss} è lo stesso della formula [4.107] e SS_{NV} ($=30 \text{ g ab}^{-1} \text{ d}^{-1}$) è l'apporto unitario dei solidi sospesi non volatili)

$$\Delta X_{NV} = q_{24} \cdot (1 - \eta_{I-ss}) \cdot \frac{SST_{NV}}{SST} \quad [4.110]$$

3. calcolo della portata di fango biologico

$$\Delta X_{WWTP1} = \Delta X_V + \Delta X_{NV} \quad [4.111]$$

- i fanghi biologici prodotti dal WWTP2 (estratti nella fase di lavaggio) sono stati calcolati con la formula [4.112] i cui termini sono descritti nelle tabelle 4.2, 4.3, 4.5, 4.39 e 4.60 e il η_{I-ss} è lo stesso della formula [4.107]:

$$\begin{aligned} \Delta X_{WWTP2} = & a^I \cdot q_{24} \cdot [(1 - \eta_{I-ss}) \cdot SST_i - SST_u] + \\ & + a^{II} \cdot \{q_{24} \cdot [(1 - \eta_{I-BOD}) BOD_i - BOD_u] - \Delta(NO_3 - N)_D \cdot (C/N)\} + \\ & + a^{III} \cdot \Delta(NO_3 - N)_D + \\ & + a^{IV} \cdot \Delta TKN_{ox} \end{aligned} \quad [4.112]$$

- i fanghi biologici prodotti dal WWTP3 (quota parte del retentato estratto dalla sezione a membrane) sono stati calcolati con la formula [4.113] i cui termini sono

riportati nelle tabelle 4.53 e 4.60:

$$\Delta X_{WWTP3} = X \cdot (SRT_N)^{-1} \quad [4.113]$$

- fanghi prodotti dalla filtrazione (WWTP1): sono stati calcolati con la formula [4.114] i cui termini sono descritti nelle tabelle 4.2, 4.9, 4.25 e 4.60:

$$\Delta X_F = SST_i \cdot \eta_{F-SST} \cdot q_{24} \quad [4.114]$$

Tabella 4.60 - Quantitativi di fanghi prodotti

WWTP	FASE	SIMBOLO	VALORE		NOTE
WWTP1	Sedimentazione primaria	ΔX_I	4.500	kgSST d ⁻¹	-
	Fase biologica	ΔX_{WWTP1}	3.392	kgSST d ⁻¹	$\Delta X_V = 1.892 \text{ kgSST d}^{-1}$ $\Delta X_{NV} = 1.500 \text{ kgSST d}^{-1}$
	Filtrazione	ΔX_F	1.800	kgSST d ⁻¹	-
WWTP2	Sedimentazione primaria	ΔX_I	4.500	kgSST d ⁻¹	-
	Fase biologica	ΔX_{WWTP2}	5.309	kgSST d ⁻¹	$a^I = 0,8 \text{ kgSST kg}^{-1} \text{ SST}_{\text{rimossi}}$ $a^{II} = 0,8 \text{ kgSST kg}^{-1} \text{ BOD}_{\text{rimosso}}$ $a^{III} = 1 \text{ kgSST kg}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}_{\text{rimossi}}$ $a^{IV} = 0,6 \text{ kgSST kg}^{-1} \text{ NH}_4\text{-N}_{\text{rimossi}}$ $C/N = 4,5 \text{ kgBOD kg}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$
WWTP3	Stacciatura (grigliato)	ΔSS_G	2.250	kgSST d ⁻¹	-
	Fase biologica	ΔX_{WWTP3}	6.016	kgSST d ⁻¹	-

4.7 Valutazione delle emissioni

Gli impianti di trattamento delle acque reflue hanno delle emissioni dirette in atmosfera a cui sono associati degli impatti ambientali (tabella 4.61).

Tabella 4.61 - Emissioni dirette da impianti di trattamento delle acque reflue e relativi impatti

IMPATTO	CO ₂ biogenica	CH ₄	N ₂ O	H ₂ S	VOC
Effetto serra		x	x		
Formazione di ossidanti fotochimici					x
Acidificazione					x
Impatto odorigeno				x	x
Tossicità				x	

Sono state valutate indicativamente le possibili emissioni dirette dai diversi impianti di trattamento (tabella 4.62):

- anidride carbonica: prodotta dalla degradazione biologica aerobica della sostanza organica presente nel refluo, ha un fattore di emissione pari a 1,38 gCO₂ g⁻¹COD_{rimosso} (Agostoni, 2008). Tuttavia, il carbonio contenuto nelle acque reflue domestiche è di origine biogenica e quindi la CO₂ emessa non viene considerata come gas serra;
- metano: gas serra prodotto dalla degradazione anaerobica della sostanza organica presente nel refluo, ha un fattore di emissione, per impianti che prevedono fasi anaerobiche, pari a

0,25 gCH₄ g⁻¹COD_{rimosso} (Agostoni, 2008). Negli impianti che non prevedono fasi anaerobiche è stata comunque rilevata una minima emissione di metano quantificabile in 0,0016 gCH₄ g⁻¹BOD_{ingresso} (Czepiel et. al, 1993);

- protossido d'azoto: si genera come sottoprodotto dei processi di denitrificazione e nitrificazione con un fattore di emissione pari rispettivamente a 0,002 gN₂O-N g⁻¹NO₃-N_{rimossi} e 0,004 gN₂O-N g⁻¹TKN_{rimossi} (Tallec et al., 2006). N₂O è ritenuto uno dei gas responsabili dell'effetto serra;
- idrogeno solforato: gas dall'odore penetrante, può essere emesso in atmosfera a causa della volatilizzazione di una frazione significativa degli eventuali gas formati in fognatura nella sezione dei pretrattamenti (Agostoni, 2008);
- composti organici volatili (VOC): nelle acque reflue sono presenti diversi VOC che possono essere emessi in atmosfera tramite processi di stripping o volatilizzazione. Il contributo dei VOC alle emissioni totali di gas serra da impianti di trattamento delle acque reflue è stato stimato come trascurabile (EPA, 2006). Per il trattamento delle emissioni odorigene è in genere prevista una linea di deodorizzazione.

Tabella 4.62 - Valutazione delle emissioni di gas serra

WWTP	GAS SERRA		VALORE		NOTE
					(riferimento tabelle 4.3, 4.11, 4.12, 4.39, 4.53)
WWTP1	CH ₄		9,6	8,0	BOD _i = 60 g ab ⁻¹ d ⁻¹
	N ₂ O	Denitrificazione	1,2		kgCH ₄ d ⁻¹
		Nitrificazione	6,8	kgN ₂ O d ⁻¹	TKN _{rimossi} = 1.080 kgTKN d ⁻¹
WWTP2	CH ₄		9,6	9,3	BOD _i = 60 g ab ⁻¹ d ⁻¹
	N ₂ O	Denitrificazione	2,0		kgCH ₄ d ⁻¹
		Nitrificazione	7,4	kgN ₂ O d ⁻¹	TKN _{rimossi} = 1.170 kgTKN d ⁻¹
WWTP3	CH ₄		9,6	11,0	BOD _i = 60 g ab ⁻¹ d ⁻¹
	N ₂ O	Denitrificazione	3,0		kgCH ₄ d ⁻¹
		Nitrificazione	8,0	kgN ₂ O d ⁻¹	TKN _{rimossi} = 1.266 kgTKN d ⁻¹

Tabella 4.63 - Dimensionamento WWTP1

	SEDIMENTAZIONE PRIMARIA		FASE BIOLOGICA		SEDIMENTAZIONE SECONDARIA		FILTRAZIONE (sabbia)		DISINFEZIONE	
	Linee	Setti / Bancchi	DENITRIFICAZIONE	NITRIFICAZIONE	FILTRO	ACCUMULO	N.aClO	PAA	UV	
Linee	2	6	6	6	3	3	6	2	2	3
Setti / Bancchi	-	-	-	-	-	-	-	-	4	2
Diametro [m]	3,5	-	-	-	3,5	-	-	-	-	-
Larghezza [m]	-	1,3	1,5	-	-	5	5	6,5	9,5	0,75
Lunghezza [m]	1,7	-	2,6	-	-	10	10	18	18	4
Altezza [m]	3	4,5	4,5	3	3	2,4	4	2,3	2,3	1,25
Superficie [m ²]	962	-	-	-	962	-	-	-	-	-
Volume [m ³]	2.886	995	1.755	2.886	2.886	120	260	393	393	3,75

Tabella 4.64 - Dimensionamento WWTP2

	SEDIMENTAZIONE PRIMARIA		FASE BIOLOGICA		DISINFEZIONE	
	DENITRIFICAZIONE	NITRIFICAZIONE	DENITRIFICAZIONE	NITRIFICAZIONE	N.aClO	UV
Linee	4	3	6	6	2	3
Setti / Bancchi	-	-	-	-	4	2
Diametro [m]	-	-	-	-	-	-
Larghezza [m]	7	8	8	9,5	10,5	1,25
Lunghezza [m]	4,2	10,3	10,3	20	21	4
Altezza [m]	4,7	5,25	6,55	2,3	2,3	1,25
Superficie [m ²]	294	-	-	-	-	-
Volume [m ³]	1.382	433	540	437	507	6,25

Tabella 4.65 - Dimensionamento WWTP3

	STACCIATURA		FASE BIOLOGICA		DISINFEZIONE	
	DENITRIFICAZIONE	NITRIFICAZIONE	DENITRIFICAZIONE	NITRIFICAZIONE	MEMBRANE	UV
Linee	5	6	6	6	6	2
Comparto / Bancchi	-	-	-	-	2	2
Diametro [m]	-	-	-	-	-	-
Larghezza [m]	2,7	12	12	5	5	0,5
Lunghezza [m]	6,5	14	18	8	8	4
Altezza [m]	2,5	4,5	4,5	2,5	2,5	1,25
Superficie [m ²]	-	-	-	-	40	-
Volume [m ³]	44	756	972	100	2,5	-

BIBLIOGRAFIA

Agostoni E. (2008). *Stima delle emissioni di gas serra dagli impianti di trattamento delle acque reflue in Lombardia.* Tesi di Laurea in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio.

Bonomo L. (2008). *Trattamenti delle acque reflue.* Roncoroni P., McGraw-Hill, 1^a edizione, Milano.

Canler J.P., Perret J.M. (1994). *Biological aerated filters: assessment of the process based on 12 sewage treatment plants.* Water Science and Technology, 29 (10-11), 13-22.

Chiavola A. (2006). *La depurazione delle acque reflue.* Corso di formazione "Aspetti progettuali e gestionali dei sistemi fognari e degli impianti di trattamento delle acque reflue urbane nel Servizio Idrico Integrato. Adempimenti comunitari e Piano di Tutela delle Acque", 16/11/2006.

Czepiel P., Crill P., Harriss R. (1993). *Methane emissions from municipal wastewater treatment processes.* Environmental Science & Technology, 12 (27), 2472-2477.

EPA (2006). *Global mitigation of non-CO₂ Greenhouse gases.* EPA, EPA/430/R-06/005, Washington DC.

Masschelein W.J. (2002). *Ultraviolet Light in Water and Wastewater Sanitation.* Rice R.J., Lewis Publishers.

Metcalf & Eddy (2006). *Ingegneria delle acque reflue - Trattamento e riuso.* Roncoroni P., McGraw-Hill, 4^a edizione, Milano.

Nurizzo C. (2003). *Reclaimed water reuse in the mediterranean region: some considerations on water resources, standards and bacterial re-growth phenomena.* Water Science and Technology: Water supply, 3 (4), 317-324.

WHO (2006). *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Volume 2: Wastewater use in agriculture.* World Health Organization, 3^a edizione, Ginevra.

Rossi S. (2004). *Disinfezione di reflui depurate: valutazione sperimentale del comportamento di alcuni disinfettanti e dei fenomeni di ricrescita connessi.* Tesi di Dottorato di Ricerca in Ingegneria Sanitaria-Ambientale.

USEPA (2004). *Guidelines for water reuse.* EPA, EPA/625/R-04/108, Washington DC.

Tallec T., Garnier J., Gousailles M. (2006). *Nitrogen removal in a wastewater treatment plant.* Bioprocess Biosyst Engineering, 5-6 (29), 323-333.

Tchobanoglous G., Loge F., Darby J., Marvin D. (1996). *UV design: Comparison of probabilistic and deterministic design approaches.* Water Science and Technology, 33 (10-11), 251-260.

Till S., Mallia H. (2001). *Membrane Bioreactors: Wastewater Treatment Applications Achieve High Quality Effluent.* 64^a conferenza annuale “Water Industry Engineers and Operators”, Bendigo, 5-6/09/2001, 57-65.

SITOGRAFIA

Infilco Degremont Inc., Degremont Technologies (2009). *www.degremont-technologies.com.*
BIOFOR® filters.

Siemens. *www.siemens.com.* Rotostacci, Trattamento Acque Reflue.

Montagna Srl. *www.montagna.it.* Moduli lampade UV.

CAPITOLO 5

LCA degli impianti analizzati: impostazione

5.1 Introduzione

Facendo riferimento ai risultati dei dimensionamenti effettuati al capitolo 4, si è utilizzato lo strumento LCA (descritto al capitolo 3) per valutare, con un'analisi comparativa, l'impatto ambientale associato a ciascuno dei tre impianti analizzati.

La gestione dell'analisi di ciclo di vita è stata svolta tramite l'utilizzo del software SimaPro, che permette di collegare ad ogni impianto analizzato determinati impatti ambientali e di quantificarli.

5.2 Definizione degli scopi e degli obiettivi

5.2.1 Obiettivi dell'applicazione della LCA

Obiettivo principale è stato il confronto tra i tre WWTP, a livello di intero impianto, di solo trattamento biologico e di solo processo di disinfezione, per valutare quale sia il meno impattante dal punto di vista ambientale.

5.2.2 Campo di applicazione della LCA

In base a quanto descritto al paragrafo 3.2.1.2 si sono definite:

- funzioni del sistema: depurazione delle acque reflue per il raggiungimento degli standard normativi necessari al riuso agricolo;
- unità funzionale: 1.000 m³ di refluo in ingresso agli impianti di trattamento. Le

caratteristiche qualitative dell'acqua in ingresso e in uscita sono le stesse per i tre WWTP, scelta che permette l'effettivo confronto;

- confini del sistema: si sono considerate le fasi di costruzione e di esercizio per la sola linea acque (vita media prevista 30 anni (Van Haandel e Van Der Lubbe, 2007)). In particolare, per la fase di costruzione si è fatto riferimento ai materiali utilizzati per la realizzazione delle vasche e delle loro componenti (pompe, carroponti e raschiatori di fondo, rotostacci, pacchi lamellari, mixer, aeratori, serbatoi di stoccaggio) mentre per quella d'esercizio si sono analizzati i consumi energetici, di reagenti chimici e quelli dei materiali che necessitano di sostituzione (sabbia dei filtri, argilla dei biofiltri, membrane degli MBR e lampade UV), per i quali si è considerata anche la fase di smaltimento, e le emissioni di gas serra. Come già esposto nel capitolo 4 non è stata considerata la linea fanghi;
- categorie d'impatto: il metodo di caratterizzazione utilizzato è stato l'Ecoindicator 99. L'analisi è stata condotta utilizzando inoltre altri metodi come l'EDIP 2003 e il CML 2, per valutare la stabilità dei risultati, e con il CED, per una valutazione energetica;
- tipologie di dati: oltre ai dati primari, il database di riferimento è stato l'Ecoinvent poiché è quello più completo ed aggiornato e si basa sulla situazione europea; la scelta di utilizzare un solo database è stata legata all'uniformità dei risultati. I dati sono stati così suddivisi:
 - costruzione dell'impianto di depurazione (paragrafo 5.3.1);
 - consumi energetici (paragrafo 5.3.2.1);
 - consumo di composti chimici impiegati nel processo (paragrafo 5.3.2.2);
 - altri materiali impiegati nella fase d'esercizio (paragrafo 5.3.2.3);
 - emissioni dirette (paragrafo 5.3.2.4).

5.3 Analisi dell'inventario

5.3.1 Fase di costruzione

Nel sistema sono stati inclusi il consumo di risorse per la costruzione delle vasche come:

- occupazione di suolo "Occupation, construction site",
- produzione del calcestruzzo "Concrete normal, at plant / CH^a",
- produzione dell'acciaio per il rinforzo armato "Reinforcing steel, at plant / RER^b",

^a CH = dato relativo alla situazione regionale svizzera

^b RER = dato relativo alla media europea di diversi impianti di produzione

- produzione del magrone “Poor concrete, at plant / CH”,
- trasporto del terreno asportato (densità 1.300 kg/m^3 , calcolato in base alle volumetrie delle fondamenta) per le fondamenta (distanza 10 km) “Transport, lorry > 16t, fleet average / RER”.

Sono stati considerati inoltre i materiali delle componenti delle vasche come processi di produzione:

- acciaio “Chromium steel 18/8, at plant / RER” dei carroporti e dei raschiatori di fondo dei sedimentatori (WWTP1 e WWTP2), dei rotostacci (WWTP3), dei miscelatori (WWTP1, WWTP2 e WWTP3), dei compressori per l’aerazione dei biofiltri (WWTP2), delle soffianti per i lavaggi con aria (WWTP1 e WWTP2), delle pompe dosatrici e dei serbatoi di stoccaggio per i disinfettanti (WWTP1 e WWTP2),
- PVC “Polyvinylchloride, at regional storage / RER” dei pacchi lamellari (WWTP2),
- gomma sintetica “Synthetic rubber, at plant / RER” per gli aeratori a disco a membrana (WWTP1, WWTP2 e WWTP3),
- ghisa “Cast iron, at plant / RER” delle pompe per i sollevamenti, ricircoli e lavaggi con acqua (WWTP1, WWTP2 e WWTP3).

Più in dettaglio, le quantità di materiali necessari alla costruzione delle vasche sono state valutate ipotizzando^c che:

- la quantità di acciaio per il cemento armato dipenda dalla tipologia di vasca (tabella 5.1);
- le pareti siano costruite in cemento armato (calcestruzzo + acciaio) e abbiano uno spessore che varia, a causa delle diverse spinte, a seconda della tipologia della vasca (tabella 5.1);

Tabella 5.1 - Spessori delle pareti delle vasche e incidenza media dell’armatura

FASE (singola vasca)		INCIDENZA			SPESSORI		
		WWTP1	WWTP2	WWTP3	WWTP1	WWTP2	WWTP3
		[kg m ⁻³ calcestruzzo]			[m]		
Trattamento primario		80	80	100	0,40	0,40	0,30
Fase biologica	Denitro + Nitro	100	125	100	0,35	0,45	0,35
	Sedimentazione	80	-	-	0,40	-	-
	MBR	-	-	100	-	-	0,30
Affinamento	Filtro	125	-	-	0,45	-	-
	Accumulo	100	-	-	0,35	-	-
	Disinfezione chimica (spessore setti 0,10 m)	100	100	-	0,25	0,25	-
	Disinfezione fisica	100	100	100	0,20	0,20	0,20

^c Dati forniti da uno Strutturista

- il fondo, in cemento armato, abbia uno spessore di 0,5 m, larghezza e lunghezza pari alle dimensioni della vasca stessa e siano costruite;
- le fondamenta siano realizzate in magrone con uno spessore di 0,25 m e larghezza e lunghezza maggiorate di 1 m rispetto alle dimensioni della vasca stessa.

Nelle tabelle 5.2÷5.7 sono riportati i quantitativi di materiale necessari alla costruzione delle vasche e quelli utilizzati per le loro componenti (schede tecniche dei macchinari in “Appendice”).

Tabella 5.2 - Quantità di materiali per le vasche del WWTP1

FASE (singola vasca)	(C)	(A)	(M)	DATI IN SIMAPRO					
				(O)	(C)	(A)	(M)	(T)	
				[cm ²]	[cm ³]	[g]	[cm ³]	[kg·km]	
	[m ³]	[kg]	[m ³]	ogni 1.000 m ³ acqua trattata					
Sedimentazione primaria	637	50.970	361	24,33	1.073,31	85,87	608,14	18,93	
Fase biologica	Denitrificazione	258	25.765	80	5,39	434,04	43,40	134,77	5,26
	Nitrificazione	393	39.330	131	8,79	662,56	66,26	219,84	8,57
Sedimentazione secondaria	637	50.970	361	24,33	1.073,31	85,87	608,14	18,93	
Filtrazione	Filtro	87	10.820	26	1,75	145,82	18,23	43,80	1,71
	Accumulo	111	11.075	31	2,08	186,57	18,66	52,01	2,03
Disinfezione chimica	NaClO	181	18.059	66	4,42	304,21	30,42	110,55	4,31
	PAA	181	18.059	66	4,42	304,21	30,42	110,55	4,31
Disinfezione fisica (UV)	16	1.600	7	0,44	26,95	2,70	11,06	0,43	

(O) Occupazione, (C) Calcestruzzo, (A) Acciaio per rinforzo armato, (M) Magrone, (T) Trasporto

Tabella 5.3 - Quantità di materiali per le componenti del WWTP1

COMPONENTE		MATERIALE	PESO UNITARIO	NOTE (quantità)	DATO IN SIMAPRO	
			[kg]		[g/1.000 m ³ acqua trattata]	
Carroponte (Ecoplants)	Sedimentazione primaria	Acciaio	8.201	1 per vasca	13,82	
	Sedimentazione secondaria		8.201	1 per vasca	13,82	
Miscelatore (CRI-MAN)		Acciaio	68	11 per vasca	1,23	
Diffusore (ITT)		Gomma sintetica	0,85	472 per vasca	0,68	
Soffiante (GEV)	Aerazione	Acciaio	65	4 per vasca	0,44	
Pompe	Ricircolo (ITT)	Fanghi	369	1 per vasca	0,62	
		Miscela areata	369	1 per vasca	0,62	
	Lavaggio filtri (ITT)		Ghisa	642	1 per 6 vasche	0,18
	Sollevamento (ITT)	Iniziale		369	3 per impianto	1,86
		Biologico		369	3 per impianto	1,86
		Filtrazione	369	3 per impianto	1,86	5,58
Soffiante (GEV)	Lavaggio filtri	Acciaio	24	1 per vasca	0,04	
			24	1 per vasca	0,04	
Miscelatore (KSB)	Dispersione NaClO	Acciaio	40	1 per vasca	0,07	
	Dispersione PAA			1 per vasca	0,07	
Serbatoio stoccaggio	NaClO	Acciaio	2.604	1 per 2 vasche	2,19	
	PAA		2.450	1 per 2 vasche	2,06	

Tabella 5.4 - Quantità di materiali per le vasche del WWTP2

FASE (singola vasca)	(C)	(A)	(M)	DATI IN SIMAPRO					
				(O)	(C)	(A)	(M)	(T)	
				[cm ²]	[cm ³]	[g]	[cm ³]	[kg·km]	
[m ³]	[kg]	[m ³]	ogni 1.000 m ³ acqua trattata						
Sedimentazione primaria	413	33.040	113	7,58	1.446,56	55,66	189,52	12,71	
Fase biologica	Denitrificazione	164	20.543	37	2,46	575,62	34,61	61,61	4,13
	Nitrificazione	187	23.365	37	2,46	654,71	39,36	61,61	4,13
Disinfezione chimica	NaClO	197	19.723	72	4,84	690,80	33,22	121,08	8,12
	PAA	219	21.870	81	5,46	766,00	36,84	136,45	9,15
Disinfezione fisica (UV)	18	1.800	7	0,50	63,05	3,03	12,53	0,84	

(O) Occupazione, (C) Calcestruzzo, (A) Acciaio per rinforzo armato, (M) Magrone, (T) Trasporto

Tabella 5.5 - Quantità di materiali per le componenti del WWTP2

COMPONENTE	MATERIALE	PESO UNITARIO	NOTE (quantità)	DATO IN SIMAPRO		
		[kg]		[g/1.000 m ³ acqua trattata]		
Raschiatore di fondo (Ecoplants)	Acciaio	2.000	1 per vasca	3,37		
Pacchi lamellari	PVC	10.045	1 per vasca	16,92		
Diffusore (ITT)	Gomma sintetica	0,85	359 per vasca	0,51		
Compressore (GEV)	Aerazione	Acciaio	65	3 per vasca	0,33	
Pompe	Ricircolo (ITT)	Ghisa	369	1 per vasca	0,62	
	Lavaggio biofiltri (ITT)		5.500	1 per 6 vasche	1,54	
	Sollevamento (ITT)		Iniziale	369	3 per impianto	1,86
			Biologico	369	3 per impianto	1,86
	Dosatrici (ProMinent)	NaClO	Acciaio	24	1 per vasca	0,04
PAA		24	1 per vasca	0,04		
Soffiante (GEV)	Lavaggio filtri	Acciaio	65	2 per vasca	0,22	
Miscelatore (KSB)	Dispersione NaClO	Acciaio	40	1 per vasca	0,07	
	Dispersione PAA			1 per vasca	0,07	
Serbatoio stoccaggio	NaClO	Acciaio	2.757	1 per 2 vasche	2,32	
	PAA			2.757	1 per 2 vasche	2,32

Tabella 5.6 - Quantità di materiali per le vasche del WWTP3

FASE (singola vasca)	(C)	(A)	(M)	DATI IN SIMAPRO					
				(O)	(C)	(A)	(M)	(T)	
				[cm ²]	[cm ³]	[g]	[cm ³]	[kg·km]	
[m ³]	[kg]	[m ³]	ogni 1.000 m ³ acqua trattata						
Staccatura	42	4.238	14	0,91	148,42	7,14	47,42	1,85	
Fase biologica	Denitrificazione	213	21.255	64	4,30	744,47	35,81	223,29	8,71
	Nitrificazione	255	25.515	79	5,31	983,68	42,98	275,83	10,76
	Membrane	81	8.053	30	2,04	282,05	13,57	105,95	4,13
Disinfezione fisica (UV)	15	1.500	6	0,41	52,54	2,53	21,45	0,84	

(O) Occupazione, (C) Calcestruzzo, (A) Acciaio per rinforzo armato, (M) Magrone, (T) Trasporto

Tabella 5.7 - Quantità di materiali per le componenti del WWTP3

COMPONENTE		MATERIALE	PESO UNITARIO	NOTE (quantità)	DATO IN SIMAPRO
			[kg]		[g/1.000 m ³ acqua trattata]
Rotostaccio (Siemens)		Acciaio	4.900	1 per vasca	8,25
Miscelatore (CRI-MAN)		Acciaio	67,5	8 per vasca	0,91
Diffusore (ITT)		Gomma sintetica	0,85	545 per vasca	0,78
Soffiante (GEV)	Aerazione	Acciaio	65	4 per vasca	0,44
Pompe (ITT)	Ricircolo	Ghisa	642	1 per vasca	1,08
	Sollevamento iniziale		642	3 per impianto	3,24
	Permeato		936	1 per vasca	1,58
	Miscela areata		936	1 per vasca	1,58

5.3.2 Fase d'esercizio

5.3.2.1 Consumi energetici

E' stato valutato l'impatto dovuto all'energia elettrica necessaria a tutte le componenti meccaniche dei tre diversi impianti in base al processo di produzione "Electricity, medium voltage, at grid / IT^d". I consumi energetici sono stati calcolati facendo riferimento ai valori di potenza installata dei macchinari in commercio e alle ore di funzionamento confrontati con dati bibliografici e statistici. Le prevalenze H sono indicate nelle tabelle 5.8, 5.9 e 5.10 e in figura 5.1 se ne riporta uno schema grafico.

WWTP1

Per ogni fase dell'impianto sono stati valutati i consumi energetici (tabella 5.8):

- sollevamento iniziale: il consumo energetico legato al sollevamento iniziale è funzione della potenza ($P = 36 \text{ kW}$ corrispondente a $15,89 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$) calcolata con la formula [5.1] i cui termini sono descritti nelle tabelle 4.2 e 5.8 e γ (1 kg dm^{-3}) e η (0,6) rappresentano rispettivamente la densità del liquame e il rendimento delle pompe

$$P = \frac{\gamma \cdot q_c \cdot H}{\eta} \quad [5.1]$$

- sedimentazione primaria (sedimentatore circolare): l'energia necessaria è imputabile alla sola movimentazione del raschiatore di fondo per la raccolta dei solidi sedimentati ed è valutabile in base alla potenza installata che varia in funzione del modello del raschiatore e

^d IT = dato relativo alla situazione regionale italiana

delle dimensioni della vasca. Si è scelto di utilizzare il modello “PRTP-350” (Ecoplants) con potenza installata di 0,75 kW per ciascun carroponete a cui corrisponde un consumo specifico di 0,66 kWh/1.000 m³ acqua trattata;

- sollevamento intermedio (biologico): il consumo energetico legato al sollevamento intermedio è funzione della potenza (P = 27 kW corrispondente a 11,80 kWh/1.000 m³ acqua trattata) calcolata con la formula [5.1];
- fase biologica: l'utilizzo di energia è ripartito tra la miscelazione in denitrificazione, l'aerazione in nitrificazione e il ricircolo dei fanghi:

- la potenza del miscelatore viene scelta in rapporto al volume della vasca ed al tipo di liquame da trattare (25÷40 W m⁻³ vasca (CRI-MAN)), in particolare, nel caso in esame, varia nell'intervallo di 150÷240 kW a cui corrisponde un consumo specifico di 60÷110 kWh/1.000 m³ acqua trattata;
- per l'aerazione i consumi energetici si sono valutati in base alla capacità di ossigenazione in acqua pulita (O.C.)_E, variabile in funzione del modello di diffusore, che nel caso specifico (“Diffusore a disco a membrana SS2” (ITT)) vale 3÷5 kgO₂ kWh⁻¹ a cui corrisponde un consumo di 100÷60 kWh/1.000 m³ acqua trattata. In base al tipo, alla profondità d'installazione (4 m) e alla portata d'aria specifica del diffusore (q* = 4 m³_N h⁻¹) è possibile calcolare, tramite le curve di performance, il rendimento di solubilizzazione dell'ossigeno (η_O = 24,5%); il numero di diffusori (n = 2.835) e la conseguente potenza installata (P = 162 kW) si sono calcolati con la seguente procedura (Bonomo, 2008) i cui termini fanno riferimento al dimensionamento del capitolo 4 (tabelle 4.15 e 4.16), alla tabella 5.8 e lo 0,28 rappresenta la massa di O₂ nel volume d'aria [kgO₂ m⁻³ Naria]

$$n = \frac{(O.C.)_w}{q^* \cdot \eta_O \cdot 0,28 \cdot \alpha \cdot \theta^{T-20} \cdot (\beta \cdot c_s - c_w) \cdot (c_s^*)^{-1}} \quad [5.2]$$

$$P = n \cdot q^* \cdot \eta_O \cdot 0,28 \cdot [(O.C.)_E]^{-1} \quad [5.3]$$

- il consumo energetico legato al ricircolo dei fanghi e della miscela areata è funzione della potenza (P = 27,6 kW corrispondente a 12,23 kWh/1.000 m³ acqua trattata) calcolata con la formula [5.4] i cui termini sono descritti nelle tabelle 4.14 e 5.8 e γ (1 kg dm⁻³) e η (0,6) rappresentano rispettivamente la densità del liquame e il rendimento delle pompe

$$P = \frac{\gamma \cdot (q_{r(f)} \cdot H_{q_{r(f)}} + q_{r(a)} \cdot H_{q_{r(a)}})}{\eta} \quad [5.4]$$

- sedimentazione secondaria: come per la sedimentazione primaria l'energia necessaria è associata al raschiatore di fondo (stesso modello di carroponete, uguale potenza installata), ma assume valori specifici dell'ordine di $1 \text{ kWh}/1.000\text{m}^3_{\text{acqua trattata}}$ poiché il numero di sedimentatori è maggiore;
- sollevamento intermedio (filtrazione): il consumo energetico legato al sollevamento intermedio è funzione della potenza ($P = 11 \text{ kW}$ corrispondente a $4,99 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$) calcolata con la formula [5.1];
- filtrazione: il consumo energetico è dovuto principalmente alla fase di controlavaggio (portate di aria e acqua in pressione). Per il calcolo è necessario fare una distinzione tra potenza da fornire all'acqua e quella necessaria alle soffianti per l'aria:

- la potenza da fornire all'acqua ($P = 9,25 \text{ kW}$) si è valutata con la formula [5.5] il cui significato dei simboli è spiegato nelle tabelle 4.23 e 5.8 e γ (1 kg dm^{-3}) e η (0,6) rappresentano rispettivamente la densità dell'acqua e il rendimento delle pompe

$$P = \frac{\gamma \cdot C_{\text{acqua-TOT}} \cdot H}{\eta} \quad [5.5]$$

- la potenza installata delle soffianti è funzione del tipo di soffiante che è variabile con la portata e con la durata del controlavaggio: nel caso specifico si è scelto di installare il modello "GLK 455BP" (GEV) che ha una potenza di $5,5 \text{ kW}$ corrispondente a un consumo di $1,72 \text{ kWh}/1.000\text{m}^3_{\text{acqua trattata}}$.

Il valore di utilizzo specifico complessivo è quindi di $5,81 \text{ kWh}/1.000\text{m}^3_{\text{acqua trattata}}$.

- disinfezione. Si distingue tra disinfezione chimica e fisica:
 - per la disinfezione chimica l'energia necessaria è legata ai meccanismi di dosaggio e a quelli di dispersione dei reagenti. Nel primo caso viene valutata in base ai valori di potenza installata della pompa "SST Sigma 2" (ProMinent) che è di $0,37 \text{ kW}$ corrispondente a un consumo specifico di $0,33 \text{ kWh}/1.000\text{m}^3_{\text{acqua trattata}}$; nel secondo caso si utilizza la formula

$$P = G^2 \cdot \mu \cdot q_c \cdot t \quad [5.6]$$

dove G ($= 3.000 \text{ s}^{-1}$) è il gradiente di velocità, μ ($= 1,241 \cdot 10^{-3} \text{ N s m}^{-2}$ a $12 \text{ }^\circ\text{C}$) è la viscosità dinamica dell'acqua e t ($= 1 \text{ s}$) è il tempo di residenza. Si utilizzano miscelatori "Amamix" (KSB) con potenza installata P di 7 kW corrispondente a $3,10 \text{ kWh}/1.000\text{m}^3_{\text{acqua trattata}}$;

- per la disinfezione fisica ci si riferisce alla potenza assorbita da una lampada che vale

325 W (Montagna Srl) che è regolabile con la portata: in tempo di pioggia aumenta fino al 30% (Montagna Srl) e per questo motivo, al fine di una corretta valutazione, si calcola una potenza media pesata sui giorni di tempo secco e quelli di pioggia (120 giorni (statistiche “ilMeteo”). I consumi elettrici della disinfezione con UV valgono quindi 23,02 kWh/1.000m³ acqua trattata.

Il valore di utilizzo specifico d'energia trovato per l'intero WWTP1 (tabella 5.8) è in linea con quanto riportato in letteratura: i consumi elettrici medi di un impianto a fanghi attivi assumono infatti il valore di circa 160 kWh/1.000m³ acqua trattata (Nouri et al., 2006) a meno dei sollevamenti.

Tabella 5.8 - Consumi energetici del WWTP1

FASE		CONSUMO ENERGETICO			NOTE
		[kWh/d]		[kWh/1.000m ³ acqua trattata]	
Sollevamento iniziale		861		15,89	H (= prevalenza) = 3,5 m (= altezza sedimentatore + 0,5 m)
Sedimentazione primaria		36		0,66	N _{carroponti} = 2
Sollevamento intermedio (biologico)		640		11,80	H (= prevalenza) = 2,6 m (= altezza reattore biologico + - altezza sedimentatore + + 0,6 m + 0,5 m)
Biologica	Denitrificazione	4.654	9.199	85,85	valore medio dell'intervallo di riferimento di potenza installata valore medio tra le condizioni estive e invernali H _{qr(f)} (= prevalenza) = 5,3 m (= altezza vasca + 0,8 m) H _{qr(a)} (= prevalenza) = 0,8 m (= perdite di carico)
	Nitrificazione	3.882		71,60	
	Ricircolo Fanghi	663		12,23	
Sedimentazione secondaria		54		1	N _{carroponti} =3
Sollevamento intermedio (filtrazione)		271		4,99	H (= prevalenza) = 1,1 m (= altezza filtro + - altezza sedimentatore + + 1,5 m + 0,2 m)
Filtrazione (controlavaggio)	Acqua	222	316	4,09	H (= prevalenza) = 3,2 m (= altezza filtro + 0,8 m) N _{soffianti} = 6 t _{funzionamento} = 17 h d ⁻¹
	Aria	94		1,72	
Disinfezione chimica	NaClO	Pompa	18	0,33	3,43 N _{pompe} = 2 q _{pompa} = 350 L h ⁻¹
		Dispersione	168	3,10	
	PAA	Pompa	18	0,33	3,43 N _{pompe} = 2 q _{pompa} = 220 L h ⁻¹
		Dispersione	168	3,10	
Disinfezione fisica (UV)		1.248		23,02	-
TOTALE IMPIANTO (per tipologia di disinfezione)					
NaClO		11.562		213,28	-
PAA		11.562		213,28	-
UV		12.624		232,87	-

WWTP2

Il consumo specifico energetico per il WWTP2 (tabella 5.9) è così suddiviso:

- sollevamento iniziale: il consumo energetico legato al sollevamento iniziale è funzione della potenza ($P = 53 \text{ kW}$ corrispondente a $23,60 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$) calcolata con la formula [5.1] i cui termini fanno riferimento al WWTP2;
- sedimentazione primaria (sedimentatore a pacchi lamellari): come per il sedimentatore circolare, l'energia necessaria è associata al raschiatore di fondo e ha valori di potenza installata variabili in funzione delle dimensioni della vasca e del modello del carroponete. Si è scelto di utilizzare il modello "PAR-1201" (Ecoplants) con potenza installata pari a $1,7 \text{ kW}$ a cui corrisponde un consumo specifico di $3 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$;
- sollevamento intermedio (biologico): il consumo energetico legato al sollevamento intermedio è funzione della potenza ($P = 42 \text{ kW}$ corrispondente a $18,38 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$) calcolata con la formula [5.1] i cui termini fanno riferimento al WWTP2;
- fase biologica: la richiesta di energia è ripartita tra l'aerazione in nitrificazione, il lavaggio (acqua + aria) e il ricircolo del refluo nitrificato in testa alla biofiltrazione:
 - la potenza installata dei compressori per l'aerazione dei biofiltri a flusso verticale ascendente ($130 \text{ W m}^{-3}_{\text{vasca}}$ (Canler e Perret, 1994)) vale, nel caso specifico, 237 kW corrispondente a un consumo di $103,46 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$;
 - per il lavaggio dei biofiltri, le potenze installate delle pompe per l'acqua e dei compressori per l'aria ($700 \text{ W m}^{-3}_{\text{vasca}}$ e $600 \text{ W m}^{-3}_{\text{vasca}}$ (Canler e Perret, 1994)) valgono rispettivamente, in denitrificazione, 517 kW e 443 kW e, in nitrificazione, 1.274 kW e 1.092 kW . I consumi specifici sono quindi pari a $10,48 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$ (acqua) e $4,08 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$ (aria) in denitrificazione e a $65,82 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$ (acqua) e $24,18 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$ (aria) in nitrificazione;
 - l'utilizzo di energia legato al ricircolo è funzione della potenza ($P = 26 \text{ kW}$ corrispondente a $11,57 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$) calcolata con la formula [5.7] i cui termini sono descritti nelle tabelle 4.2, 4.39 e 5.9 e γ (1 kg dm^{-3}) e η (0,6) rappresentano rispettivamente la densità del liquame e il rendimento delle pompe

$$P = \frac{\gamma \cdot q_c \cdot r \cdot H}{\eta} \quad [5.7]$$

Il valore risultante di utilizzo specifico d'energia per la fase biologica del WWTP2 (tabella 5.9) è in linea a quanto riportato in letteratura: il consumo elettrico medio della sezione con biofiltri vale circa $272 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$ (Pelosi, 2008).

- disinfezione: i consumi energetici della disinfezione si calcolano in base alle stesse considerazioni fatte per il WWTP1 (le pompe dosatrici, i miscelatori per la dispersione e le lampade UV hanno la stessa potenza installata) e valgono per l'utilizzo di NaClO 0,33 kWh/1.000m³ acqua trattata (pompa) e 3,10 kWh/1.000m³ acqua trattata (miscelatore), per il PAA 0,33 kWh/1.000m³ acqua trattata e 3,10 kWh/1.000m³ acqua trattata (miscelatore) e per l'UV 36,21 kWh/1.000m³ acqua trattata.

Il consumo specifico dell'intero WWTP2 risultante (tabella 5.9) ha valori di ordine di grandezza confrontabile con quelli di impianti esistenti strutturati in ugual modo (Pelosi, 2008).

Tabella 5.9 - Consumi energetici del WWTP2

FASE			CONSUMO ENERGETICO			NOTE
			[kWh/d]	[kWh/1.000m ³ acqua trattata]		
Sollevamento iniziale			1.279	23,60	H (= prevalenza) = 5,2 m (= altezza sedimentatore + 0,5 m)	
Sedimentazione primaria			163	3,01	N _{raschiatori} = 4	
Sollevamento intermedio (biologico)			997	18,38	H (= prevalenza) = 4,05 m (= altezza biofiltro + - altezza sedimentatore + + 2 m + 0,2 m)	
Fase biologica	Denitrificazione (lavaggio)	Acqua	568	11.904	10,48	t _{lavaggio} = 22 min t _{funzionamento} = 1,1 h d ⁻¹ (Infilco Degremont, 2009)
		Aria	221		4,08	t _{lavaggio} = 10 min t _{funzionamento} = 0,50 h d ⁻¹ (Infilco Degremont, 2009)
	Nitrificazione	Aerazione	5.609		103,46	t _{aerazione} = 23,7 h d ⁻¹ (Infilco Degremont, 2009)
	Nitrificazione (lavaggio)	Acqua	3.568		65,82	t _{lavaggio} = 28 min t _{funzionamento} = 2,8 h d ⁻¹ (Infilco Degremont, 2009)
		Aria	1.311		24,18	t _{lavaggio} = 12 min t _{funzionamento} = 1,2 h d ⁻¹ (Infilco Degremont, 2009)
	Sollevamento	Refluo nitrificato	627		11,57	H (= prevalenza) = 2,2 m (= perdite di carico)
Disinfezione chimica	NaClO	Pompa	18	0,33	3,43	N _{pompe} = 2 q _{pompa} = 220 L h ⁻¹
		Dispersione	168	3,10		-
	PAA	Pompa	18	0,33	3,43	N _{pompe} = 2 q _{pompa} = 220 L h ⁻¹
		Dispersione	168	3,10		-
Disinfezione fisica (UV)			1.963	36,21	-	
TOTALE IMPIANTO (per tipologia di disinfezione)						
NaClO			14.529	268,01	-	
PAA			14.529	268,01	-	
UV			16.306	300,79	-	

WWTP3

La richiesta specifica di energia del WWTP3 (tabella 5.10) è così ripartita:

- sollevamento iniziale: il consumo energetico legato al sollevamento iniziale è funzione della potenza ($P = 67 \text{ kW}$ corrispondente a $29,73 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$) calcolata con la formula [5.1] i cui termini fanno riferimento al WWTP3;
- staccatura: il consumo specifico è valutato in base alle caratteristiche tecniche dei rotostacci commerciali “Rotodrum 2040” (Siemens) che hanno una potenza installata di 3 kW corrispondente a $6,64 \text{ kWh}/1.000\text{m}^3_{\text{acqua trattata}}$;
- l’energia necessaria alla fase biologica è ripartita tra la sezione a fanghi attivi e il comparto delle membrane:

- per la fase a fanghi attivi i consumi si sono valutati come per la sezione biologica del WWTP1. La potenza del miscelatore (modello CRI-MAN), utilizzato in denitrificazione, varia nell’intervallo $106\div 169 \text{ kW}$ a cui corrisponde un consumo specifico di $47\div 75 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$. Per l’aerazione in nitrificazione, utilizzando lo stesso modello di diffusore (stesse $(O.C.)_E$ e q^*) e uguale struttura impiantistica (profondità d’installazione), si sono calcolati il numero di diffusori ($n = 3.269$) e la potenza installata ($P = 209 \text{ kW}$) con le formule [5.2] e [5.3] (i cui termini fanno riferimento al dimensionamento del capitolo 4 e alle tabelle 4.54 e 5.10). L’unico ricircolo è quello della miscela areata per cui la potenza installata ($P = 25 \text{ kW}$ che corrisponde a $10,89 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$) si calcola con la formula [5.7] (i cui termini fanno riferimento al paragrafo 4.5.2). Inoltre vi è il consumo energetico legato alla potenza necessaria al pompaggio della miscela areata alla base del comparto a membrane calcolata con la formula [5.1] (portata considerata = $5 \cdot q_{24}$, $P = 28 \text{ kW}$ corrispondente a $16,75 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$) i cui termini fanno riferimento al WWTP3;
- i consumi energetici del comparto a membrane sono suddivisi tra aerazione e pompaggio del permeato (rispettivamente 80% e 20% (Capannelli, 2007)): la potenza necessaria è funzione della portata di permeato ($0,35 \text{ kWh m}^{-3}_{\text{permeato}}$ (Capannelli, 2007)) e, nel caso specifico, vale 791 kW a cui corrispondono $350 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$.

Il consumo specifico totale per la fase biologica del WWTP3 vale $531 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua}}$;

- disinfezione: per la disinfezione fisica i consumi energetici si calcolano in base alle stesse considerazioni fatte per il WWTP1 (stessa potenza assorbita dalle lampade) e valgono $9,86 \text{ kWh}/1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$.

Il consumo specifico risultante per l'intero WWTP3 (tabella 5.10) è confrontabile con valori riportati in letteratura che sono dell'ordine dei 750 kWh/1.000 m³ acqua trattata (Lesjean e Luck, 2006).

Tabella 5.10 - Consumi energetici del WWTP3

FASE		CONSUMO ENERGETICO		NOTE				
		[kWh/d]	[kWh/1.000m ³ acqua trattata]					
Sollevamento iniziale		1.612	29,73	H (= prevalenza) = 6,55 m (= altezza fanghi attivi + + 0,25 m + 0,6 m + 1 m + 0,2 m)				
Staccatura		360	6,64	N _{stacci} = 5				
Fase biologica	Fanghi attivi	Denitrificazione	3.294	28.787	60,76	531,01	valore medio dell'intervallo di riferimento di potenza installata	
		Nitrificazione	5.020					92,61
		Ricircolo	591					10,89
		Miscela areata	908					16,75
	Membrane	18.974	350					
Disinfezione fisica (UV)		535	9,86	-				
TOTALE IMPIANTO								
UV		31.293	534	-				

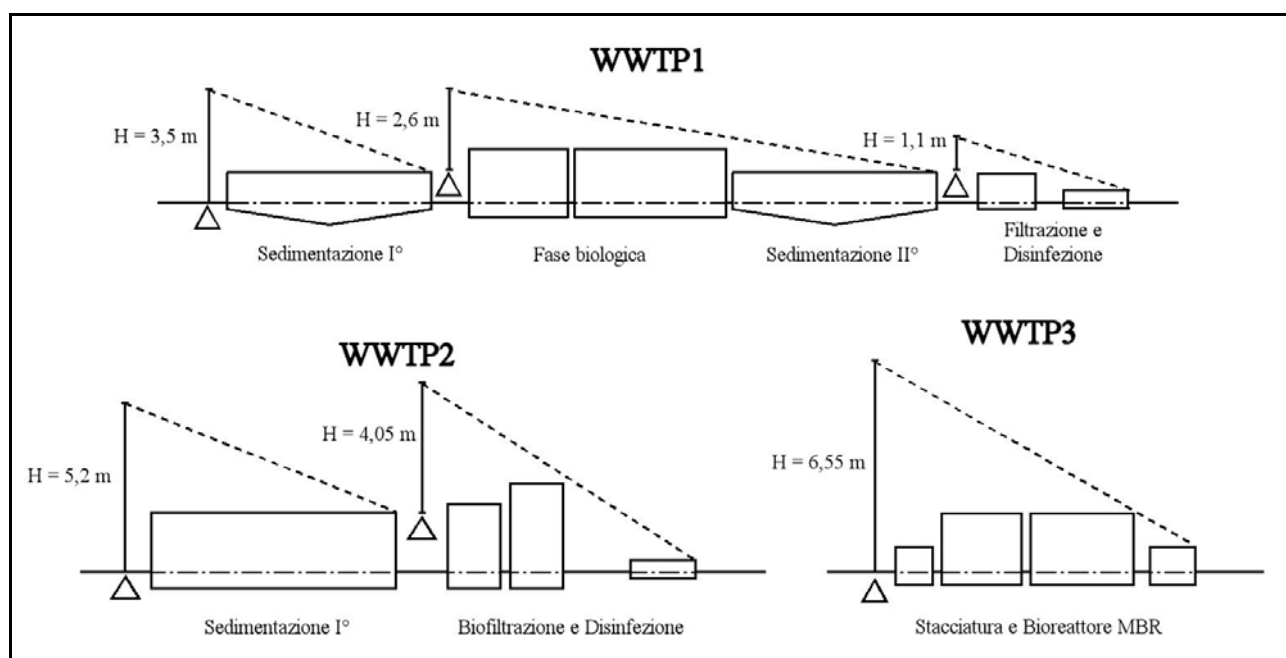
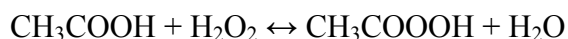


Figura 5.1 - Schema grafico dei sollevamenti (disegno non in scala)

5.3.2.2 Consumo di reagenti

L'unica fase che prevede l'utilizzo di reagenti è la fase di disinfezione chimica con NaClO e PAA. Per NaClO si è considerato il processo di produzione "Sodium hypochlorite, 15% in H₂O, al plant / RER". Per PAA non vi sono dati specifici nel database, quindi si è deciso di utilizzare le singole fasi di produzione di acido acetico "Acetic acid, 98% in H₂O, al plant / RER" e perossido

d'idrogeno "Hydrogen peroxide, 50% in H₂O, al plant / RER", reagenti necessari alla formazione del composto chimico in esame secondo la reazione:



a cui si è aggiunta una certa quantità di acqua necessaria al raggiungimento del titolo del 15% ("Water, unspecified natural origin / m³"). In base a considerazioni stechiometriche si ha che per 1 kg di PAA sono necessari 0,45 kg di acido acetico e 0,79 kg di perossido d'idrogeno (puri).

Le portate di soluzione commerciale (titolo del 15%) sono quelle calcolate nel capitolo 4 (riportate nelle tabelle 4.27, 4.31, 4.40 e 4.43): i kg di reagente riferiti all'unità funzionale e necessari per l'intera vita utile dell'impianto (dato richiesto in SimaPro) si sono calcolati tramite una media pesata in funzione dei giorni di tempo secco e quelli di pioggia (120 giorni piovosi (statistiche "ilMeteo")) e sono riportati in tabella 5.11. Si ricorda che la disinfezione chimica avviene solo per il WWTP1 e il WWTP2.

Tabella 5.11 - Consumo di reagenti per la fase di disinfezione chimica

GRANDEZZA	WWTP1		WWTP2	
	REAGENTE [kg/1.000 m ³ acqua trattata]			
	NaClO	PAA	NaClO	PAA
Portata di soluzione commerciale in tempo secco	61,3	51,1	72,0	73,9
Portata di soluzione commerciale in tempo di pioggia	168,5	140,4	198,0	203,3
Portata media	96,5	80,4	113,5	116,5

5.3.2.3 Altri materiali utilizzati

Gli impianti sono soggetti ad usura, per questo motivo alcune componenti devono essere regolarmente sostituite: è il caso delle lampade UV per la disinfezione, della sabbia per la fase di filtrazione (WWTP1), dell'argilla utilizzata come supporto alla biomassa adesiva (WWTP2) e delle membrane del bioreattore (WWTP3).

Per le lampade UV si sono considerati i processi:

- costruzione "Electric lamp bulbs and tubes" (USA Input Output Database 98), il quale lega proporzionalmente l'impatto ambientale al costo di ciascuna lampada (dipendente dalla manifattura, dalla capacità e dalla posizione geografica dell'impianto e dalle caratteristiche del refluo da trattare e assume valori compresi nell'intervallo 200÷600 \$ (EPA, 1999; ETI, 1998; NYSERDA, 2004)),
- smaltimento "Disposal, fluorescent lamps / GLO^e".

^e GLO = dato relativo alla situazione globale

Per la sabbia della fase di filtrazione (WWTP1) sono stati inclusi i processi:

- produzione “Silica sand, at plant / DE^f”,
- smaltimento “Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill / CH”.

Per l’argilla, materiale di supporto alle biomasse adese (WWTP2), sono stati valutati i processi:

- produzione “Expanded clay, al plant / DE”,
- smaltimento “Disposal, inert waste, 5% water, to inert material landfill / CH”.

Le membrane del bioreattore (WWTP3) sono in genere di natura organica (composti poliammidici, polipropilene, acrilonitrile) e a tal proposito si sono inclusi i processi:

- produzione “Polypropylene, granulate, al plant / RER”,
- estrusione “Extrusion, plastic film / RER”,
- smaltimento “Disposal, polypropylene, 15,9% water, to sanitary landfill / CH”.

I quantitativi di materiali utilizzati in 30 anni (tabella 5.12) fanno riferimento al dimensionamento del capitolo 4:

Tabella 5.12 - Quantitativi di materiali utilizzati in 30 anni

	LAMPAD E UV		SABBIA		ARGILLA		MEMBRANE (polipropilene)	
	N _{lampade}	[\$/1.000m ³ _{acqua}]	[m ³]	[kg/1.000m ³ _{acqua}]	[m ³]	[kg/1.000m ³ _{acqua}]	[m ³]	[kg/1.000m ³ _{acqua}]
WWTP1	3.154	35,86	900	3,03	-	-	-	-
WWTP2	5.256	59,77	-	-	5.117	4,31	-	-
WWTP3	1.402	15,94	-	-	-	-	67	0,102

- le lampade UV hanno una durata media compresa nell’intervallo 8.000÷16.000 h (Bonomo, 2008; EPA, 2006) e quindi, ipotizzandone una vita di 12.000 h, dovranno essere sostituite circa ogni 17 mesi. Si è scelto un costo medio delle lampade di 225 \$ (dati bibliografici più recenti “NYSERDA, 2004”);
- la sabbia (densità = 2.000 kg m⁻³) ha in genere una lunga durata ed eventuali reintegri si hanno a causa di possibili perdite nella fase di controlavaggio: la sabbia dovrà essere sostituita una volta^g nell’arco dei 30 anni;
- per l’argilla (densità = 500 kg m⁻³) valgono le stesse considerazione fatte per la sabbia;

^f DE = dato relativo alla situazione regionale tedesca

^g Dato fornito da un Gestore d’Impianto

- le membrane (densità polipropilene = 900 kg m^{-3}) hanno una vita media attesa di 5 anni (Siemens) e dovranno quindi essere sostituite 5 volte.

Dismissione

Le componenti sostituite devono essere smaltite con i processi descritti al paragrafo 5.3.2.3: i dati inseriti in SimaPro sono riportati in tabella 5.13.

Una nota particolare deve essere posta sul dato riferito allo smaltimento delle lampade: l'unità di misura richiesta dal software è una massa che si ottiene considerando il peso specifico di una lampada che è di 2,27 kg (Aquafine UV lamps, Trojan UV lamps).

Tabella 5.13 - Processi di smaltimento delle componenti sostituite (dati in SimaPro)

	LAMPADE UV	SABBIA	ARGILLA	MEMBRANE (polipropilene)
	[kg/1.000m ³ acqua trattata]	[kg/1.000m ³ acqua trattata]	[kg/1.000m ³ acqua trattata]	[kg/1.000m ³ acqua trattata]
WWTP1	0,36	3,03	-	-
WWTP2	0,60	-	4,31	-
WWTP3	0,16	-	-	0,102

5.3.2.4 Emissioni dirette

Facendo riferimento al paragrafo 4.7 si sono considerate le emissioni in atmosfera (tabella 5.14) di metano "Methane, biogenic" e di protossido d'azoto "Dinitrogen monoxide".

Tabella 5.14 - Emissioni dirette in atmosfera (dati in SimaPro)

WWTP	CH ₄	N ₂ O
	[kg/1.000m ³ acqua trattata]	
WWTP1	0,18	0,15
WWTP2	0,18	0,17
WWTP3	0,18	0,20

BIBLIOGRAFIA

Bonomo L. (2008). *Trattamenti delle acque reflue*. Roncoroni P., McGraw-Hill, 1^a edizione, Milano.

Canler J.P., Perret J.M. (1994). *Biological aerated filters: assessment of the process based on 12 sewage treatment plants*. *Water Science and Technology*, 29 (10-11), 13-22.

Capannelli G. (2007). *Membrane e processi a membrana: aspetti generali e loro utilizzo nello sviluppo di processi innovativi ed ecosostenibili*. Congresso IV sessione “Sviluppo sostenibile: membrane e processi a membrana: tecnologie innovative nel miglioramento della qualità della vita”, Milano, 26/10/2007.

EPA (1999). *Wastewater Technology, Fact Sheet: Ultraviolet Disinfection*. EPA, EPA/832/F-99/064, Washington DC.

EPA (2006). *Ultraviolet disinfection guidance manual for the final long term 2 enhanced surface water treatment rule*. EPA, EPA/815/R-06/007, Washington DC.

ETI (1998). *Ultraviolet Disinfection*. Project funded by the U.S. Environmental Protection Agency under Assistance Agreement CX824652, ETI, Singapore.

Lesjean B., Luck F. (2006). *Assessment of the membrane bioreactor technology and European market outlook*. KWB Company, IDS Water, Membrane Technology, India.

Nouri J., Jafarina M., Naddafi K., Nabizadeh R., Mahvi A.H., Nouri N. (2006). *Energy recovery from Wastewater Treatment Plant*. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 1 (9), 3-6.

NYSERDA (2004). *Evaluation of Ultraviolet (UV) Radiation Disinfection Technologies for Wastewater Treatment Plant Effluent*. Final Report 04-07.

Van Haandel A., Van Der Lubbe J. (2007). *Handbook Biological Wastewater Treatment*. Quist Publishing, Leidschendam.

SITOGRAFIA

Aquafine UV lamps, Trojan UV lamps. *www.onlinewaterparts.com*. Lampade UV.

CRI-MAN. *www.cri-man.com*. Miscelatori meccanici.

Ecoplants. *www.ecoplants.it*. Carroponti per raschiatori di fondo dei sedimentatori.

GEV. *www.gevac.com*. Soffianti per l'aria di controlavaggio.

ilMeteo. *www.ilmeteo.it*. Dati statistici della provincia di Milano per l'anno 2009.

Infilco Degremont Inc., Degremont Technologies (2009). *www.degremont-technologies.com*. BIOFOR® filters.

ITT. *www.ittwww.com*. Diffusori per l'aerazione, Aeration products.

KSB. *www.ksb.com*. Miscelatori per dispersione dei disinfettanti.

Montagna Srl. *www.montagna.it*. Lampade UV.

Pelosi M. (2008). *www.aemcremona.it*. L'Impianto di Peschiera Borromeo.

ProMinent. *www.prominent.it*. Pompe dosatrici Sigma 2 disinfezione chimica.

Siemens. *www.siemens.com*. Trattamento Acque Reflue, Rotostacci e membrane.

CAPITOLO 6

LCA degli impianti analizzati: risultati

6.1 Valutazione degli impatti ambientali

Tramite l'utilizzo del software SimaPro è possibile quantificare gli impatti ambientali associati a ciascuno dei WWTP in analisi. Si è scelto come metodo di caratterizzazione l'Ecoindicator E/E (paragrafo 3.2.3) perché, basandosi su una visione pessimistica, fornisce risultati più cautelativi. Si ricorda che l'unità funzionale impiegata per condurre l'analisi è di $1.000 \text{ m}^3_{\text{acqua trattata}}$.

6.1.1 Confronto tra la fase di costruzione e quella di esercizio

Distinguendo tra la fase di costruzione e quella di esercizio si valuta quale sia il loro impatto ambientale. I risultati della simulazione effettuata dal software per il confronto tra la fase di costruzione e quella d'esercizio sono riportati in figura 6.1.

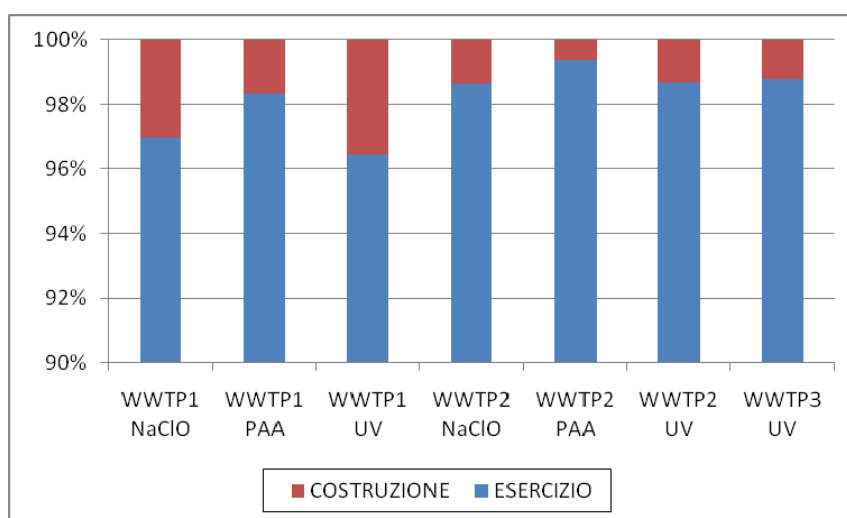


Figura 6.1 - Confronto tra la fase di esercizio e di costruzione dei WWTP (Ecoindicator E/E)

Dal grafico è evidente che gli impatti relativi alla fase di costruzione risultano trascurabili (minori del 4%) rispetto a quelli d'esercizio: i risultati coincidono con quanto espresso in letteratura (Lundie et al., 2004) e sono la conseguenza del fatto che le quantità dei materiali da costruzione vengono ammortizzate nei 30 anni di vita media dell'impianto.

6.1.2 Confronto tra i WWTP

Per la sola fase di esercizio (viste le considerazioni del paragrafo 6.1.1) si effettua il confronto tra i tre WWTP prendendo in analisi le diverse opzioni di disinfezione (NaClO, PAA e raggi UV). La figura 6.2 mostra i risultati di tale analisi.

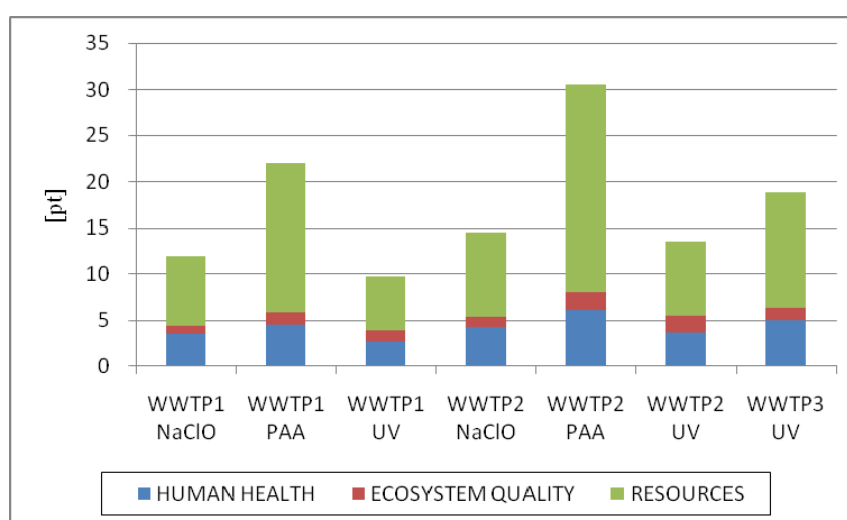


Figura 6.2 - Confronto tra i WWTP per la fase di esercizio (Ecoindicatore E/E)

L'impianto a minore impatto risulta essere il primo con sezione di disinfezione UV; gli impianti che sfruttano la tecnologia di disinfezione con PAA sono invece i peggiori. La categoria "Resources, Fossil Fuels" è quella che ha il contributo maggiore all'impatto totale per ciascuno dei WWTP.

In tabella 6.1 sono riportati gli impatti ambientali relativi alle tre macrocategorie dell'Ecoindicatore da cui, dopo aver effettuato la normalizzazione e la pesatura (paragrafo 3.2.3), è possibile ottenere il relativo punteggio totale.

Tabella 6.1 - Impatti ambientali relativi alle macrocategorie e punteggio totale (Ecoindicatore E/E)

	HH	EQ	R	PUNTEGGIO
	[DALY·10 ⁻⁴]	[PDF·m ² ·anno]	[MJ _{surplus}]	[pt]
WWTP1 NaClO	1,81	9,71	221,37	11,9
WWTP1 PAA	2,32	13,85	481,23	22,0
WWTP1 UV	1,37	12,48	174,55	9,7
WWTP2 NaClO	2,20	11,79	272,26	14,6
WWTP2 PAA	3,17	19,35	672,32	30,6
WWTP2 UV	1,89	19,28	238,71	13,6
WWTP3 UV	2,60	14,14	368,83	18,8

6.1.3 Confronto tra le diverse sezioni di trattamento

Si valuta quindi quale tra le sezioni di trattamento sia la più impattante (tabella 6.3):

- WWTP1 (figura 6.3): la sezione che influisce maggiormente sulla valutazione è la disinfezione chimica, per impianti che sfruttano tale tecnologia, e ciò dipende dall'impatto ambientale associato alla produzione di ipoclorito di sodio (44,94% dell'impatto totale, corrispondente al 98,07% dell'impatto della disinfezione) e di acido peracetico (70,37% sul totale, pari al 99,14% della disinfezione), mentre, per impianti che sfruttano la disinfezione fisica, la fase più impattante è la sezione biologica a causa dell'elevato consumo di energia elettrica.

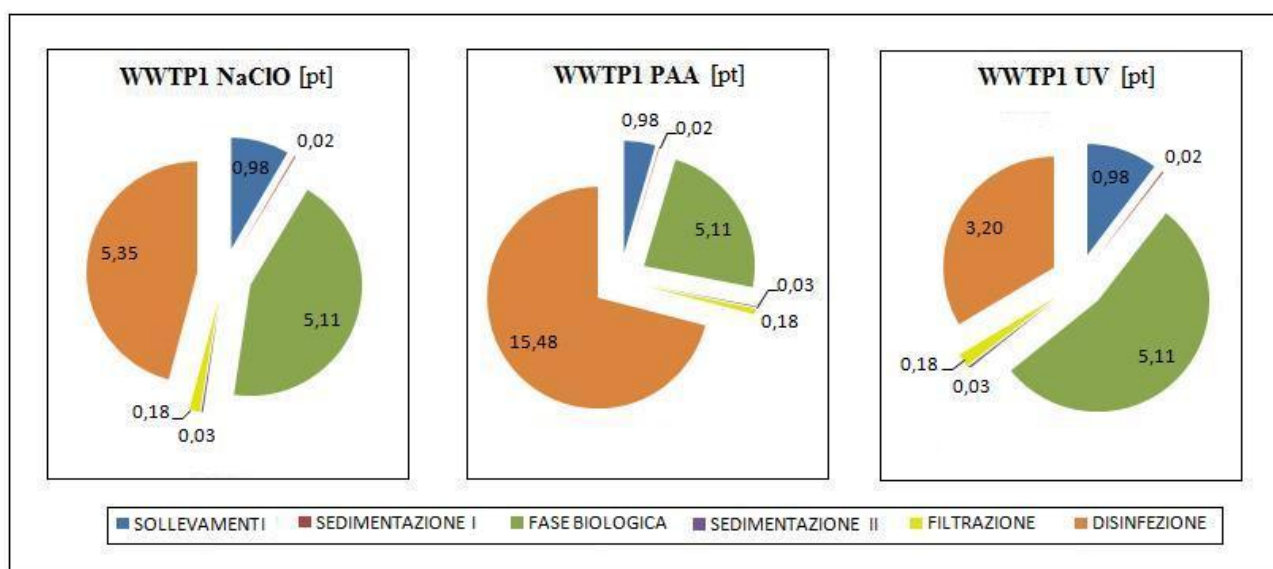


Figura 6.3 - Confronto tra le sezioni di trattamento (esercizio) del WWTP1 (Ecoindicator E/E)

- WWTP2 (figura 6.4): la sezione più impattante, per impianti che sfruttano la disinfezione con NaClO e UV, è quella biologica, mentre, per impianti che utilizzano il PAA, è la disinfezione stessa. L'impatto è legato, nel primo caso, al consumo elettrico (46,16% e 49,67% dell'impatto totale rispettivamente per WWTP2 NaClO e WWTP2 UV, corrispondente al 98,70% dell'impatto della fase biologica) e, nel secondo caso, alla produzione di acido peracetico (73,14% sul totale, pari a 99,54% della disinfezione).

Nel WWTP2 che sfrutta la disinfezione chimica con NaClO la sezione che incide maggiormente sulla valutazione è, come detto, quella biologica diversamente da quanto accade nel WWTP1 dove è la disinfezione stessa. Questo perché le due sezioni in questione hanno un punteggio relativo all'impatto confrontabile: per il WWTP1 la disinfezione ha un valore maggiore rispetto alla sezione biologica del 2%, mentre per il WWTP2 il punteggio della sezione biologica supera quello della

disinfezione del 3%.

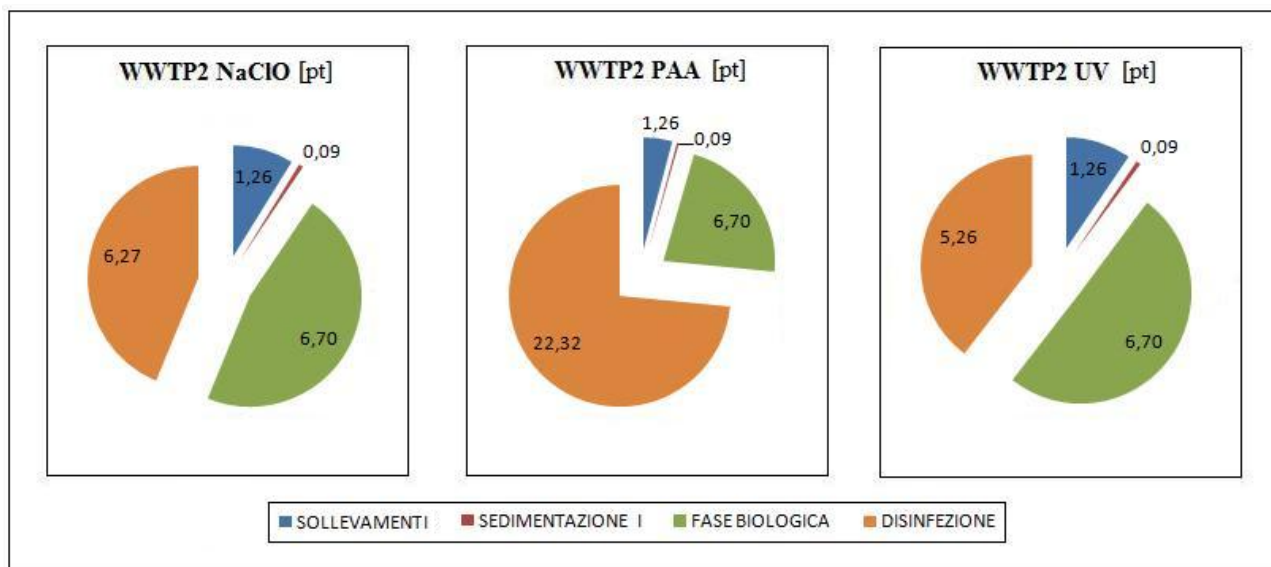


Figura 6.4 - Confronto tra le sezioni di trattamento (esercizio) del WWTP2 (Ecoindicator E/E)

- WWTP3 (figura 6.5): la sezione biologica risulta essere quella più influente sulla valutazione a causa dell'elevato consumo elettrico (86,33% dell'impatto totale, corrispondente al 99,82% dell'impatto della fase biologica).

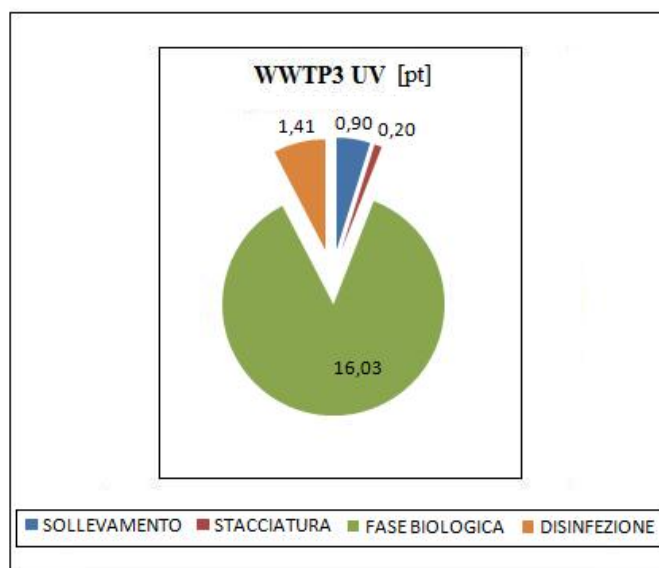


Figura 6.5 - Confronto tra le sezioni di trattamento (esercizio) del WWTP3 (Ecoindicator E/E)

6.2 Interpretazione dei risultati

Si vuole verificare la stabilità dei risultati al variare del metodo di caratterizzazione (Ecoindicator I/I e H/H, EDIP 2003 e CML 2).

6.2.1 Ecoindicator I/I e H/H

L'analisi è stata ripetuta utilizzando le altre varianti del metodo Ecoindicator (paragrafo 3.2.3). I risultati mostrano che:

- nel confronto fase di costruzione / fase d'esercizio quest'ultima risulta essere ugualmente la più impattante;
- l'impianto con il minor impatto ambientale, effettuando un confronto tra i WWTP sia con l'Ecoindicator I/I (figura 6.6) che con l'H/H (figura 6.7), è ugualmente il WWTP1 UV, mentre gli impianti che sfruttano la tecnologia di disinfezione con PAA sono ancora i peggiori dal punto di vista ambientale. Dall'analisi dei risultati ottenuti dalla valutazione fatta con l'Ecoindicator I/I si è visto che, per impianti con UV, la macrocategoria "Resources" incide poco sull'impatto totale (diversamente da quanto accadeva per l'Ecoindicator E/E) e ciò è dovuto alla mancanza della categoria "Fossil Fuels" e alla scarsa influenza della categoria "Minerals". Ne consegue che:
 - gli impianti con disinfezione fisica hanno impatti minori rispetto a quelli con disinfezione chimica;
 - la differenza di impatto (espresso in punti) tra gli impianti che sfruttano la disinfezione chimica si riduce;
 - l'ordinamento degli impianti varia (tabella 6.2);

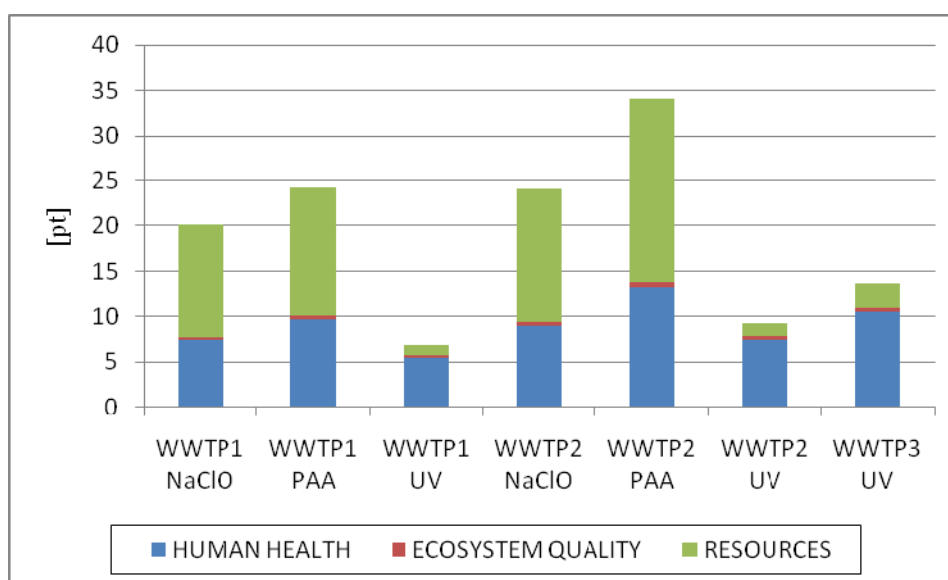


Figura 6.6 - Confronto tra i WWTP per la fase di esercizio (Ecoindicator I/I)

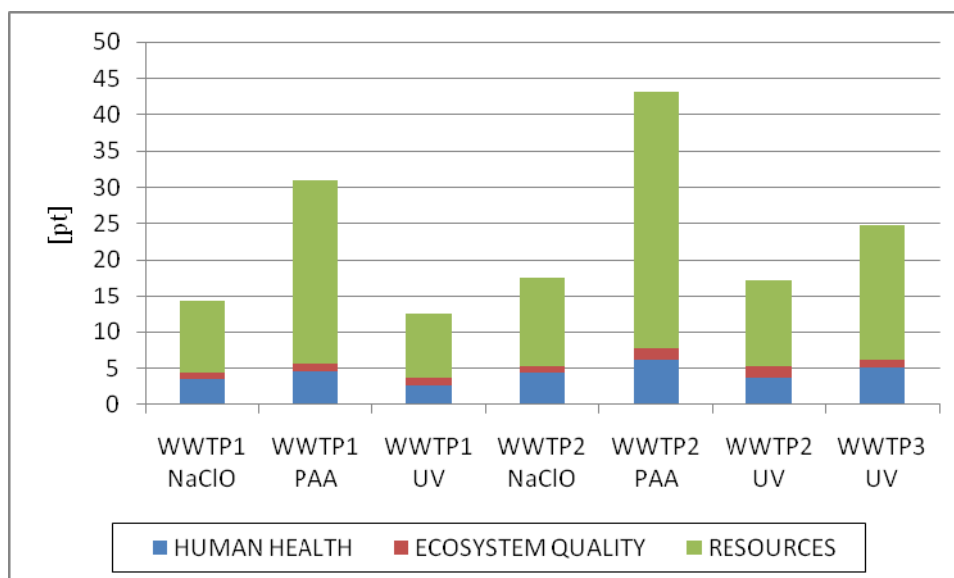


Figura 6.7 - Confronto tra i WWTP per la fase di esercizio (Ecoindicator H/H)

Tabella 6.2 - Ordinamento degli impianti in funzione dell'impatto (Ecoindicator)

	I/I		E/E		H/H	
	[pt]	-	[pt]	-	[pt]	-
WWTP1 NaClO	20,2	4°	11,9	2°	14,2	2°
WWTP1 PAA	24,3	6°	22,0	6°	31,0	6°
WWTP1 UV	6,9	1°	9,7	1°	12,5	1°
WWTP2 NaClO	24,1	5°	14,6	4°	17,5	4°
WWTP2 PAA	34,1	7°	30,6	7°	43,2	7°
WWTP2 UV	9,3	2°	13,6	3°	17,3	3°
WWTP3 UV	13,6	3°	18,8	5°	24,8	5°

- utilizzando l'Ecoindicator I/I e H/H i risultati sono pressoché stabili a meno del WWTP1 NaClO e del WWTP2 NaClO: per l'Ecoindicator I/I le variazioni dell'influenza delle fasi sono più evidenti e ciò è dovuto alla mancanza della categoria "Fossil Fuels" che determina un impatto maggiore per la sezione di disinfezione con NaClO. In tabella 6.3 si riportano i risultati dell'analisi condotta con il metodo Ecoindicator in tutte le versioni (i valori numerici rappresentano l'impatto percentuale della sezione indicata).

Tabella 6.3 - Sezioni più impattanti per le diverse conformazioni d'impianto (Ecoindicator)

	I/I		E/E		H/H	
	-	[%]	-	[%]	-	[%]
WWTP1 NaClO	D	77,5	D	45,8	B	48,6
WWTP1 PAA	D	81,4	D	71,0	D	72,6
WWTP1 UV	B	57,6	B	53,7	B	55,4
WWTP2 NaClO	D	75,9	B	46,8	B	51,8
WWTP2 PAA	D	83,2	D	73,5	D	75,0
WWTP2 UV	B	54,9	B	50,3	B	52,3
WWTP3 UV	B	87,8	B	86,6	B	87,1

(B) Biologica, (D) Disinfezione

Si può quindi dire che i risultati, ottenuti utilizzando le diverse tipologie del metodo Ecoindicator, non subiscono rilevanti variazioni.

6.2.2 EDIP 2003

Utilizzando il metodo EDIP, caratterizzato da categorie d'impatto e assegnazione dei fattori di normalizzazione e dei pesi diverse rispetto all'Ecoindicator, si sono effettuati gli stessi confronti del paragrafo 6.1:

- la fase di costruzione risulta essere ancora una volta trascurabile rispetto a quella d'esercizio;
- in tabella 6.4 si riporta l'ordinamento degli impianti in funzione del loro impatto ambientale: i WWTP (a meno del WWTP2 PAA e WWTP2 UV) sono confrontabili. L'impianto a minore impatto risulta essere il WWTP1 NaClO; i WWTP2 sono invece i peggiori;

Tabella 6.4 - Ordinamento degli impianti in funzione dell'impatto (EDIP)

	[pt]	-
WWTP1 NaClO	0,67	1°
WWTP1 PAA	0,74	2°
WWTP1 UV	0,77	4°
WWTP2 NaClO	0,80	5°
WWTP2 PAA	1,03	6°
WWTP2 UV	1,20	7°
WWTP3 UV	0,75	3°

- la sezione a maggiore impatto è la disinfezione per tutti gli impianti, a meno del WWTP3 per cui è la fase biologica. In tabella 6.5 si riportano i risultati dell'analisi condotta con il metodo EDIP (i valori numerici rappresentano l'impatto percentuale della sezione indicata [%]).

Tabella 6.5 - Sezioni a maggiore impatto per le diverse conformazioni d'impianto (EDIP)

	-	[%]
WWTP1 NaClO	D	72,4
WWTP1 PAA	D	74,9
WWTP1 UV	D	76,0
WWTP2 NaClO	D	70,8
WWTP2 PAA	D	77,2
WWTP2 UV	D	80,6
WWTP3 UV	B	61,3

(B) Biologica, (D) Disinfezione

In questo caso, variando il metodo, la stabilità dei risultati (rispetto a quanto ottenuto con l'Ecoindicator E/E) viene a mancare.

6.2.3 CML 2

Il metodo CML non è caratterizzato da pesatura e quindi i confronti del paragrafo 6.1 sono limitati alle singole categorie d'impatto:

- la fase di costruzione incide sull'impatto per meno del 5% rispetto alla fase di esercizio a meno di pochi casi nelle categorie "HTP", "FWAEP" e "MAETP" e per questo motivo, nelle analisi successive, si è deciso comunque di trascurarla. In tabella 6.6 si riportano le incidenze della fase di costruzione rispetto a quella d'esercizio, evidenziando i limitati casi in cui l'incidenza è relativamente alta;

Tabella 6.6 - Incidenza della fase di costruzione rispetto a quella d'esercizio (CML)

	WWTP1			WWTP2			WWTP3
	NaClO	PAA	UV	NaClO	PAA	UV	UV
	[%]						
ADP	1,9	1,0	2,4	1,0	0,4	1,1	0,7
AP	1,6	1,3	2,0	0,8	0,6	0,9	0,7
EP	3,7	2,8	4,9	1,9	1,3	2,1	1,7
GWP	2,5	1,9	3,0	1,5	1,0	1,6	1,2
ODP	1,5	0,7	0,3	0,8	0,3	0,1	0,3
HTP	9,9	2,3	18,0	2,8	0,5	4,1	7,0
FWAEP	12,8	6,3	19,8	4,5	1,8	5,2	10,4
MAETP	6,0	3,6	12,0	2,0	1,0	3,4	3,6
TEP	2,7	3,3	2,3	1,2	1,3	0,7	1,4
POCP	3,2	1,1	3,1	1,5	0,4	1,1	1,1

- i risultati del confronto tra i WWTP, ottenuti con il CML (figura 6.8), sono riportati in tabella 6.7: il WWTP1 UV è quello a minore impatto ambientale. In particolare, in figura 6.8 sono rappresentati gli stessi valori della tabella 6.7, ma espressi in punteggio percentuale rispetto al valore d'impatto massimo per quella categoria: la colonna più bassa indica quindi l'impianto a minore impatto per la categoria indicata. L'impianto a minore impatto (per tutte le categorie, tranne "ODP" "TEP") è risultato essere il WWTP1 UV, mentre quello con il maggiore impatto (per tutte le categorie, tranne "ODP" "TEP") è il WWTP2 PAA;
- confrontando i tre WWTP a livello delle singole sezioni di trattamento, i risultati ottenuti con il CML sono riportati in tabella 6.8 (i valori numerici rappresentano l'impatto percentuale della sezione indicata per ciascuna categoria):
 - per i WWTP che sfruttano la disinfezione con PAA, la sezione a maggior impatto ambientale, per tutte le categorie, è la disinfezione stessa;
 - per il WWTP1 UV e WWTP3 UV la sezione più impattante, per il maggior numero di categorie, è la fase biologica;

- per il WWTP1 NaClO, il WWTP2 NaClO e il WWTP2 UV le categorie per cui la fase di disinfezione risulta essere la sezione più impattante sono in numero pari a quelle per cui lo è la fase biologica.

Tabella 6.7 - Ordinamento degli impianti per categoria in funzione dell'impatto (CML)

		WWTP1			WWTP2			WWTP3
		NaClO	PAA	UV	NaClO	PAA	UV	UV
ADP	[kgSb _{eq}]	1,54	3,10	1,17	1,89	4,32	1,60	2,48
	-	2°	6°	1°	4°	7°	3°	5°
AP	[kgSO _{2eq}]	1,01	1,29	0,78	1,25	1,76	1,06	1,69
	-	2°	5°	1°	4°	7°	3°	6°
EP	[kgPO _{4eq}]	0,07	0,10	0,05	0,09	0,14	0,07	0,11
	-	2°	5°	1°	4°	7°	3°	6°
GWP	[kgCO _{2eq}]	261,10	360,77	210,38	315,84	483,53	274,98	410,24
	-	2°	5°	1°	4°	7°	3°	6°
ODP	[kgCFC-11 _{eq}]	1,60·10 ⁻⁵	3,46·10 ⁻⁵	7,96·10 ⁻⁵	1,97·10 ⁻⁵	4,83·10 ⁻⁵	1,29·10 ⁻⁴	5,71·10 ⁻⁵
	-	1°	3°	6°	2°	4°	7°	5°
HTP	[kg1,4-DCB _{eq}]	71,32	327,08	33,76	85,67	469,72	48,01	60,85
	-	4°	6°	1°	5°	7°	2°	3°
FWAEP	[kg1,4-DCB _{eq}]	13,38	29,38	7,62	15,96	42,09	11,72	9,35
	-	4°	6°	1°	5°	7°	3°	2°
MAETP	[kg1,4-DCB _{eq}]	28.250	48.382	12.645	34.092	68.268	17.258	27.414
	-	4°	6°	1°	5°	7°	2°	3°
TEP	[kg1,4-DCB _{eq}]	1,95	1,57	2,20	2,34	2,17	3,44	2,17
	-	2°	1°	5°	6°	4°	7°	3°
POCP	[kgC ₂ H ₄]	0,04	0,13	0,04	0,05	0,18	0,06	0,08
	-	2°	6°	1°	3°	7°	4°	5°

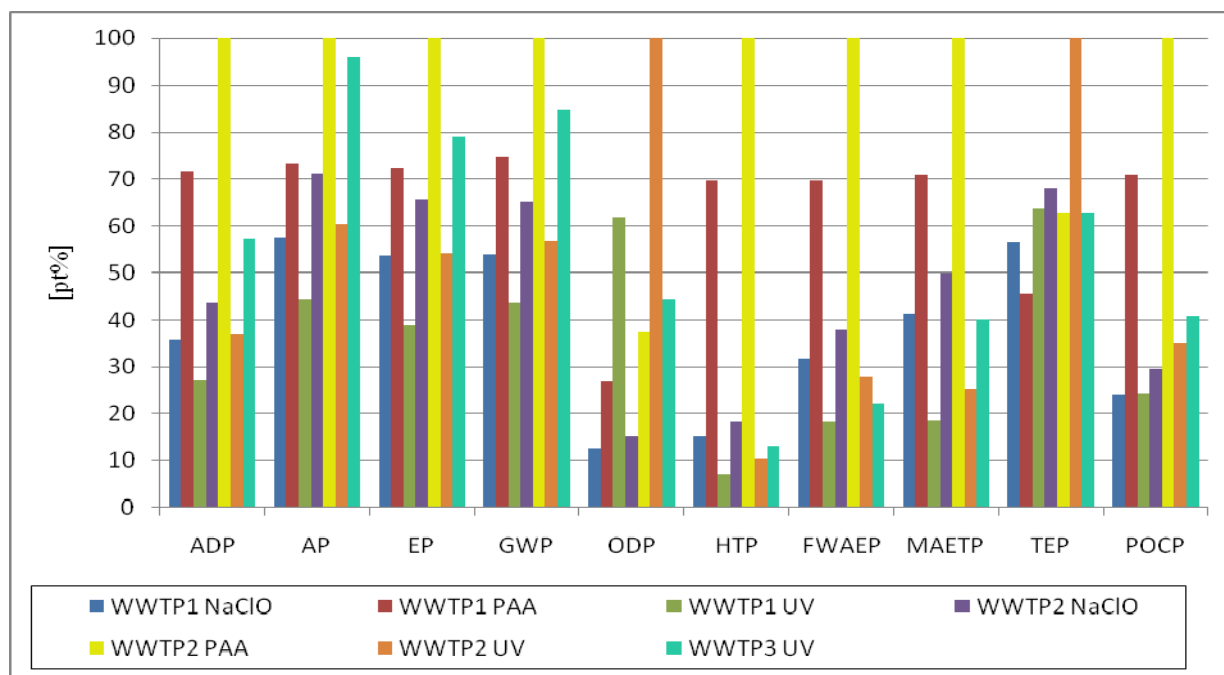


Figura 6.8 - Confronto tra i WWTP per la fase di esercizio (CML)

Tabella 6.8 - Sezioni a maggiore impatto per le diverse conformazioni d'impianto (CML)

	WWTP1						WWTP2						WWTP3	
	NaClO		PAA		UV		NaClO		PAA		UV		UV	
	-	[%]	-	[%]	-	[%]	-	[%]	-	[%]	-	[%]	-	[%]
ADP	B	45,6	D	72,0	B	59,9	B	48,5	D	74,5	B	57,3	B	88,6
AP	B	47,5	D	53,8	B	61,8	B	50,8	D	56,6	B	59,8	B	89,2
EP	D	49,2	D	62,5	B	56,3	D	47,1	D	65,3	B	53,3	B	87,5
GWP	B	46,3	D	61,0	B	60,8	B	49,3	D	63,9	B	58,5	B	88,8
ODP	B	48,6	D	72,2	D	87,9	B	51,8	D	74,6	D	90,5	D	54,4
HTP	D	71,6	D	93,8	B	48,4	D	70,0	D	94,5	D	46,5	B	84,4
FWAEP	D	82,0	D	91,8	D	68,3	D	80,8	D	92,7	D	73,8	B	70,8
MAETP	D	66,6	D	80,5	B	60,2	D	64,8	D	82,4	B	57,8	B	88,9
TEP	D	73,0	D	66,4	D	76,0	D	71,5	D	69,3	D	80,7	B	61,6
POCP	B	45,1	D	81,3	B	44,8	B	48,2	D	83,1	D	50,9	B	82,7
	D = B		D = 10		B = 7		D = B		D = 10		D = B		B = 9	

(B) Biologica, (D) Disinfezione

Nonostante vi siano delle diversità nella metodologia di calcolo dell'impatto, i risultati ottenuti con il CML si possono ritenere simili a quelli dell'Ecoindicator E/E.

6.3 Valutazione energetica (metodo CED)

Gli stessi confronti del paragrafo 6.1 sono stati condotti dal punto di vista energetico utilizzando il metodo di caratterizzazione CED (paragrafo 3.2.3):

- la fase di costruzione è trascurabile (meno del 3%) rispetto a quella d'esercizio;
- il WWTP1 UV è quello con la minore richiesta energetica (figura 6.9), mentre il WWTP2 PAA è quello peggiore. In tabella 6.9 si riporta l'ordinamento degli impianti in funzione del loro consumo energetico;

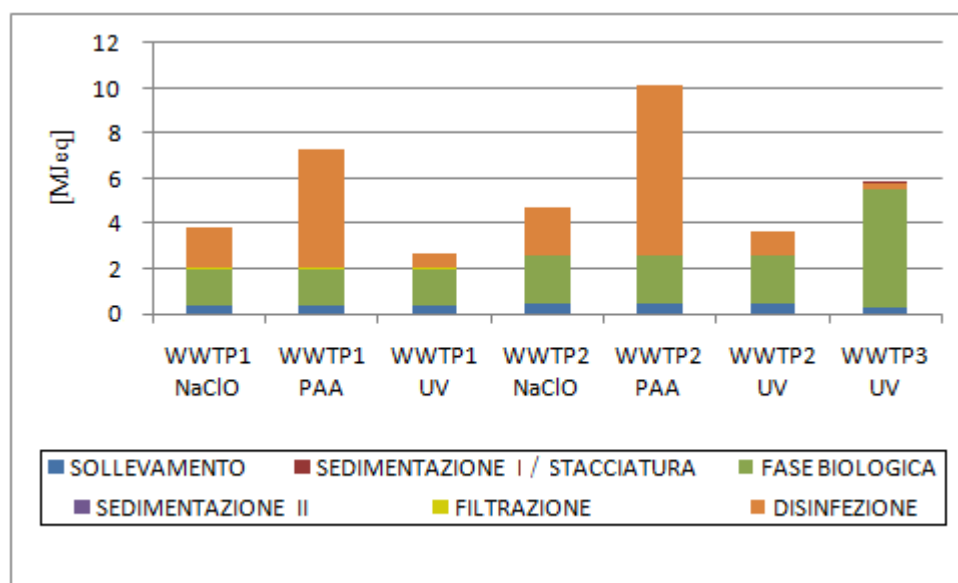


Figura 6.9 - Confronto tra i WWTP per la fase di esercizio (CED)

Tabella 6.9 - Ordinamento degli impianti in funzione del consumo energetico (CED)

	[MJeq]	-
WWTP1 NaClO	3,83	3°
WWTP1 PAA	7,24	6°
WWTP1 UV	2,67	1°
WWTP2 NaClO	4,69	4°
WWTP2 PAA	10,09	7°
WWTP2 UV	3,62	2°
WWTP3 UV	5,82	5°

- per tutte le conformazioni d'impianto di tutti i WWTP, le sezioni a maggiore impatto (tabella 6.10 (i valori numerici rappresentano l'impatto percentuale della sezione indicata)) sono le stesse di quelle risultanti dall'analisi con l'Ecoindicator E/E: per impianti che sfruttano la disinfezione UV e per il WWTP2 NaClO la sezione più impattante è quella biologica, mentre per gli altri la fase con il maggior impatto è la disinfezione.

Tabella 6.10 - Sezioni a maggiore impatto per le diverse conformazioni d'impianto (CED)

	-	[%]
WWTP1 NaClO	D	46,5
WWTP1 PAA	D	71,7
WWTP1 UV	B	62,0
WWTP2 NaClO	B	46,2
WWTP2 PAA	D	74,2
WWTP2 UV	B	59,8
WWTP3 UV	B	89,2

(B) Biologica, (D) Disinfezione

6.4 Valutazione degli impatti a meno della sezione di disinfezione

Nelle valutazioni dei paragrafi precedenti è stata spesso evidenziata l'importanza della fase di disinfezione sugli impatti globali degli impianti. Per tutti i metodi utilizzati (ad esclusione dell'EDIP 2003) è risultato che, sia per il WWTP1 che per il WWTP2, gli impatti ambientali crescono in quest'ordine: UV → NaClO → PAA. Si ricorda che per il WWTP3 non si sono valutate le possibilità di disinfezione con NaClO e PAA perché esse non sono quasi mai utilizzate dopo impianti MBR.

Sono state effettuate nuovamente le valutazioni dei paragrafi precedenti a prescindere dal tipo di disinfezione: la fase di costruzione è risultata trascurabile e la fase più impattante è quella biologica per tutti gli impianti e per tutti i metodi utilizzati. In tabella 6.11 sono riportati i punteggi (o le emissioni totali per il CML) ottenuti da ciascun impianto, per ciascun metodo, e il relativo ordinamento.

Tabella 6.11 - Ordinamento degli impianti in funzione dell'impatto (per metodo)

		WWTP1		WWTP2		WWTP3	
Ecoindicator I/I	[pt]	5,11	1°	6,42	2°	12,8	3°
Ecoindicator E/E	[pt]	6,54	1°	8,3	2°	17,4	3°
Ecoindicator H/H	[pt]	8,64	1°	11	2°	23,1	3°
EDIP 2003	[pt]	0,19	1°	0,24	2°	0,50	3°
CED	[MJeq]	$2,0 \cdot 10^3$	1°	$2,6 \cdot 10^3$	2°	$5,5 \cdot 10^3$	3°
CML 2							
ADP	[kgSb _{eq}]	0,87	1°	1,10	2°	2,34	3°
AP	[kgSO _{2eq}]	0,60	1°	0,76	2°	1,61	3°
EP	[kgPO _{4eq}]	0,04	1°	0,05	2°	0,10	3°
GWP	[kgCO _{2eq}]	170,32	1°	209,48	2°	392,65	3°
ODP	[kgCFC-11 _{eq}]	$0,96 \cdot 10^{-5}$	1°	$1,23 \cdot 10^{-5}$	2°	$2,60 \cdot 10^{-5}$	3°
HTP	[kg1,4-DCB _{eq}]	20,23	1°	25,67	2°	54,87	3°
FWAEP	[kg1,4-DCB _{eq}]	2,41	1°	3,07	2°	7,04	3°
MAETP	[kg1,4-DCB _{eq}]	9,426	1°	11,989	2°	26,000	3°
TEP	[kg1,4-DCB _{eq}]	0,53	1°	0,67	2°	1,43	3°
POCP	[kgC ₂ H ₄]	0,025	1°	0,032	2°	0,067	3°

Si può concludere che l'impianto (a meno della sezione di disinfezione) a minore impatto ambientale è il WWTP1.

BIBLIOGRAFIA

Lundie S., Peters G.M., Beavis P.C. (2004). *Life Cycle Assessment for sustainable metropolitan water systems planning*. Environmental Science Technology, 13 (38), 3465-3473.

CONCLUSIONI

L'analisi del ciclo di vita dei tre impianti analizzati, utilizzando come unità funzionale 1.000 m^3 acqua trattata, ha dato i risultati qui di seguito descritti:

- per tutti gli impianti, confrontando gli impatti ambientali e la richiesta energetica relativi alle fasi di costruzione e di esercizio è risultato che la prima è trascurabile per tutti i metodi di caratterizzazione utilizzati;
- confrontando tra loro i diversi impianti (facendo riferimento alla sola fase di esercizio) è risultato che il WWTP1 UV è quello con il minore impatto ambientale ed energetico a meno dell'analisi svolta utilizzando l'EDIP per cui il miglior impianto è il WWTP1 NaClO. Gli impianti che sfruttano la disinfezione con PAA, in particolare il WWTP2 PAA, sono invece i più impattanti;
- l'analisi ha evidenziato inoltre l'importanza della fase di disinfezione sugli impatti globali degli impianti: la disinfezione con UV è risultata la tecnologia con il minore impatto ambientale ed energetico, seguita da quelle con NaClO e con PAA. Svolgendo nuovamente le valutazioni a meno della sezione di disinfezione si è riscontrato che l'impianto a fanghi attivi è quello caratterizzato dalla maggiore sostenibilità ambientale ed energetica;
- analizzando la sola fase di esercizio (per tutti i metodi di caratterizzazione) si è ottenuto che le sezioni biologica e di disinfezione sono quelle più impattanti, mentre, dove presenti, le fasi di sollevamento, sedimentazione (primaria e secondaria), staccatura e filtrazione, hanno un impatto globale trascurabile.

APPENDICE – Schede tecniche

Potenza e versatilità

Pompe sommergibili con girante a canale, costruzione compatta con albero corto pompa/motore. Idonee per acque di scarico e fanghi civili, industriali, domestici ed agricoli. Approvvigionamento e distribuzione di acque di

processo e di raffreddamento. Adatta per il sollevamento negli impianti fognari e di depurazione, nel pompaggio di liquidi industriali, per impieghi in agricoltura, acquacoltura e cantieri navali, per il drenaggio di

gallerie, di acque piovane o di falda. Ampia gamma di campi di lavoro, con possibilità di scelta tra diverse giranti mono e bicanali con larghi passaggi; elevati livelli di rendimento. Costruzione in ghisa; modelli speciali in acciaio inossidabile antiacido.

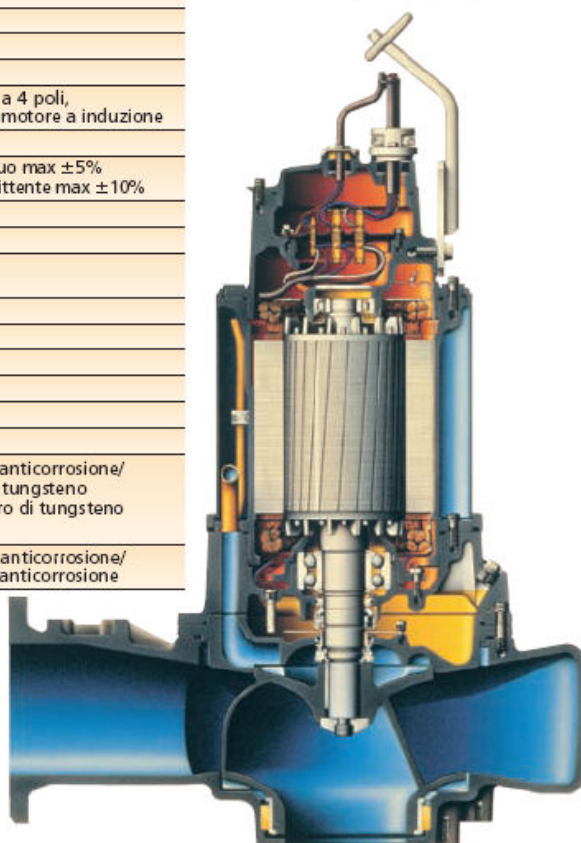
Trattamento delle superfici per tutte le parti di fusione a contatto diretto con il liquido da pompare.

Caratteristiche tecniche generali	
Installazione	P, S, T, Z
Temperatura del liquido*	max + 40 °C, versioni speciali per liquidi fino a 90 °C
Profondità di immersione	max 20 m
Densità del liquido	1100 kg/m ³
pH del liquido pompato*	pH 5,5-14
Motore*	a gabbia di scoiattolo a 4 poli, alimentazione trifase, motore a induzione
Frequenza	50 Hz
Variazione di tensione	funzionamento continuo max ±5% funzionamento intermittente max ±10%
Squilibrio di tensione tra le fasi	max 2%
Numero di avviamenti/ora	max 30
Temperatura di apertura termocontatti	+ 125 °C
Classe di isolamento	H (180 °C)
Girante	ghisa
Corpo pompa	ghisa
Alloggio statore	ghisa
Albero	acciaio inox
O-ring	gomma nitrilica
Tenuta meccanica interna	Carburo di tungsteno anticorrosione/ Carbonio - Carburo di tungsteno anticorrosione/ Carburo di tungsteno anticorrosione
Tenuta meccanica esterna*	Carburo di tungsteno anticorrosione/ Carburo di tungsteno anticorrosione

* secondo modello



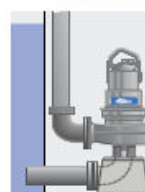
Girante mono o multicanale a seconda delle prestazioni richieste



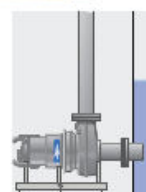
Installazione P



Installazione S

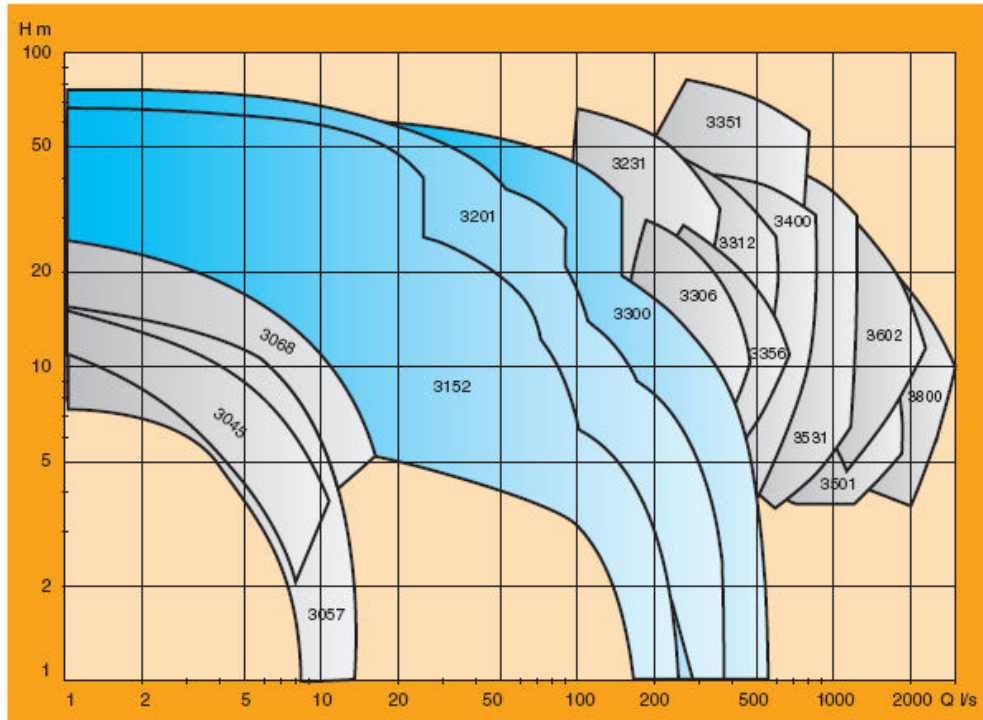


Installazione T



Installazione Z

Caratteristiche tecniche pompe C medie



C 3152

C 3201

C 3300

Modello	Versione	Altezza max (mm)	Larghezza max (mm)	Peso (kg)	Fasi	Potenza (kW)	Mandata (mm)
C 3152	LT	1054	625	369	3~	8,8	250
	MT	950	480	280		13,5	200
	HT	910	435	271		13,5	100
	SH	910	435	271		15	100
C 3201	LT	1355	785	642	3~	22	300
	MT	1285	635	560		22	200
	HT	1265	545	515		30	150
	SH	1275	520	560		30	100
C 3300	LT	1650	760	936	3~	27,0÷54,0	300
	MT	1655	880	1096			250
	HT	1565	645	935			150

Le informazioni di questa tabella si riferiscono alla installazione P. Per le altre versioni consultare le singole specifiche tecniche

Grandi pompe, non solo pompe grandi

Pompe sommergibili con girante chiusa mono o multicanale. Idonee per acque di scarico e fanghi civili, industriali, domestici ed agricoli. Approvvigionamento e distribuzione di acque di processo e di raffreddamento. Adatta per il sollevamento negli

impianti fognari e di depurazione, nel pompaggio di liquidi industriali, per impieghi in agricoltura, acquacoltura e cantieri navali, per il drenaggio di gallerie, di acque piovane o di falda. Ampia gamma di campi di lavoro. Costruzione in ghisa.

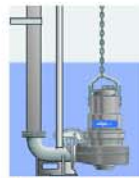
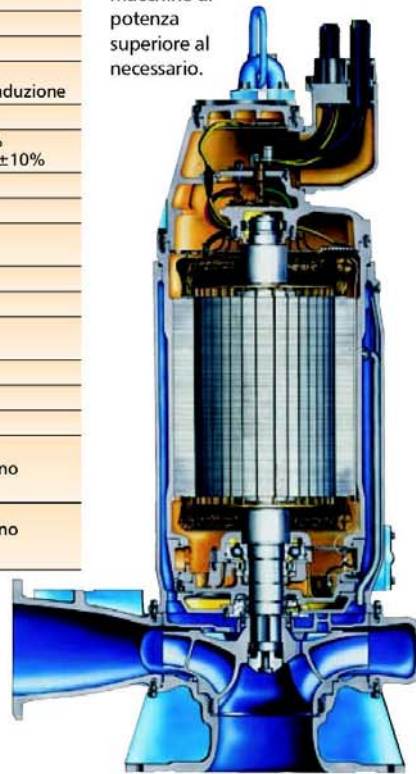
Trattamento delle superfici per tutte le parti di fusione a contatto diretto con il liquido da pompare. Ogni modello può essere equipaggiato con più motori, con un range di potenza che permette la scelta ottimale in funzione del servizio a cui è destinata la pompa. In tal modo si ha il completo controllo anche dei parametri di consumo energetico evitando di adottare macchine di potenza superiore al necessario.

Caratteristiche tecniche generali	
Installazione	P, S, T, Z
Temperatura del liquido*	max + 40 °C
Profondità di immersione	max 20 m
Densità del liquido	1100 kg/m ³
pH del liquido pompato*	pH 5,5-14
Motore*	a gabbia di scoiattolo a 4 poli, alimentazione trifase, motore a induzione
Frequenza	50 Hz
Variazione di tensione	funzionamento continuo max ±5% funzionamento intermittente max ±10%
Squilibrio di tensione tra le fasi	max 2%
Numero di avviamenti/ora	max 15
Temperatura di apertura termocontatti	+140 °C
Classe di isolamento	H (180 °C)
Girante*	ghisa, acciaio inox
Corpo pompa	ghisa
Alloggio statore	ghisa
Albero	acciaio inox
O-ring	gomma nitrilica
Tenuta meccanica interna	Carburo di tungsteno anticorrosione/Carburo di tungsteno anticorrosione
Tenuta meccanica esterna*	Carburo di tungsteno anticorrosione/Carburo di tungsteno anticorrosione

* secondo modello



Girante mono o multicanale a seconda delle prestazioni richieste



Installazione P



Installazione S

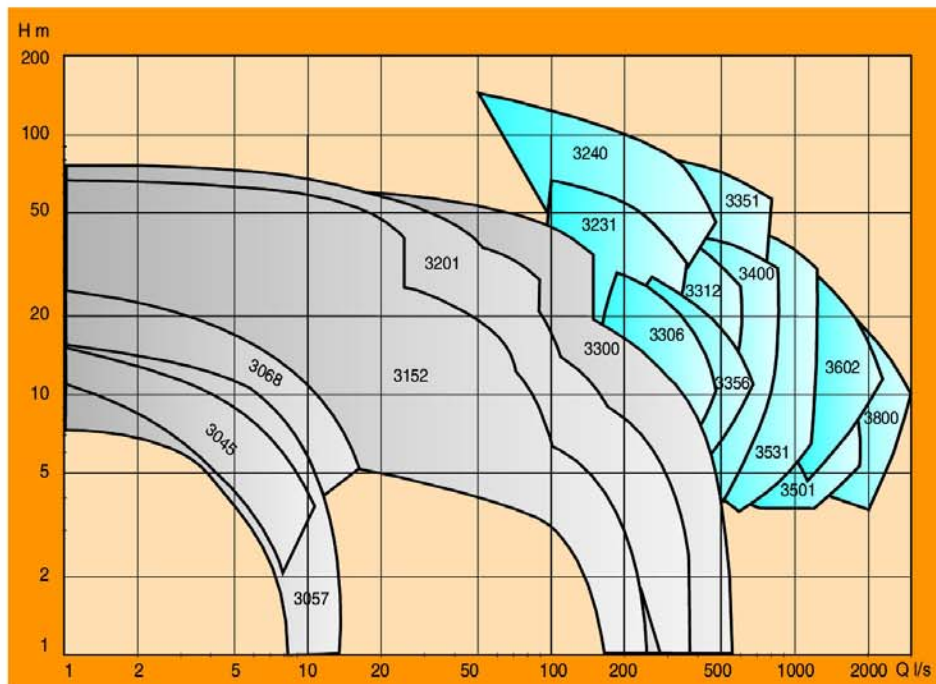


Installazione T



Installazione Z

Caratteristiche tecniche pompe C grandi portate



Modello	Motori	Altezza Max (mm)	Larghezza Max (mm)	Peso Max (kg)	Fasi	Potenza Max (kW)	Mandata (mm)
C 3231	605, 665, 705, 735	1910	830	1680	3~	170	200
C 3240	805, 835, 865	2445	785	3000	3~	375	200
C 3306	605, 665, 705, 735, 765	1820	760	1620	3~	215	300
C 3312	705, 735, 765, 835	2605	880	2950	3~	250	300
C 3351	905, 935	2980	1155	5500	3~	560	350
C 3356	605, 665, 705, 735	1940	970	1900	3~	140	350
C 3400	705, 735, 765, 805, 835, 865	2935	1205	3950	3~	310	400
C 3501	705, 735, 765, 805, 835, 865	3095	1320	4330	3~	275	500
C 3531	705, 735, 765, 805, 835, 865, 905, 935	3065	1320	5500	3~	560	500
C 3602	735, 765, 805, 835, 865, 905, 935	3165	1610	6350	3~	460	600
C 3800	905, 935	3590	1875	9000	3~	450	800

Le informazioni di questa tabella si riferiscono ai valori massimi della gamma di ciascuna pompa e alla installazione P.
Per informazioni più precise e per le altre versioni consultare le singole specifiche tecniche

SPECIFICATION DATA

CHIARIFICATORE CIRCOLARE A TRAZIONE PERIFERICA tipo PRTP

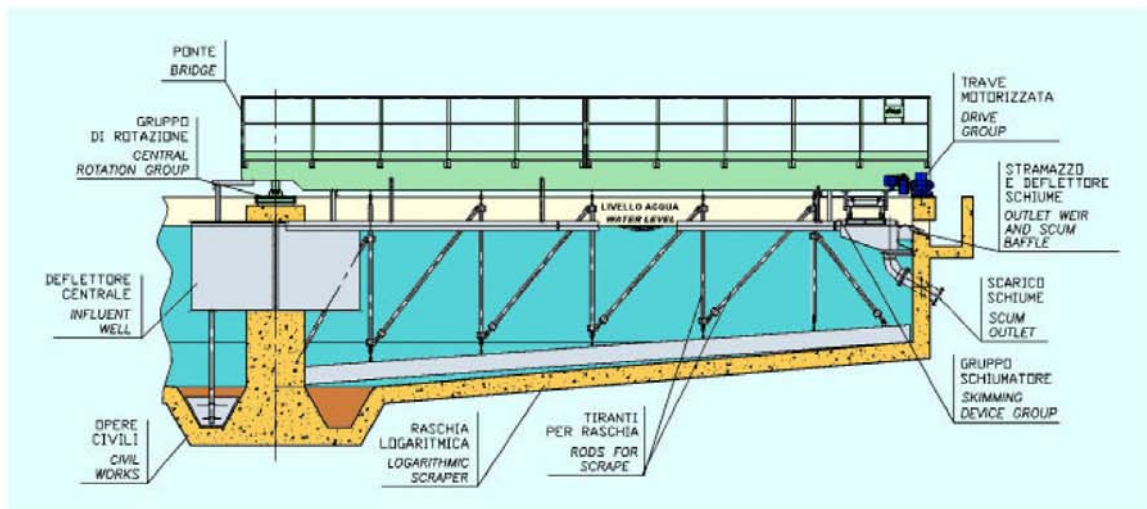
PERIPHERAL DRIVE CIRCULAR CLARIFIER PRTP Type

APPLICAZIONI

I chiarificatori circolari a trazione periferica **ECOPLANTS** tipo **PRTP** sono adatti sia per la sedimentazione *primaria che **secondaria, utilizzando la forza di gravità per la rimozione dei solidi.

*Primaria – Rimozione dei solidi sospesi, sia organici che inorganici.

**Secondaria – Rimozione dei solidi sospesi colloidali e delle impurità organiche disciolte, con il fiocco di fango attivo.



SPECIFICATION DATA

SELEZIONE VASCHE DI CHIARIFICAZIONE

(per fango attivo)

SELECTION OF CLARIFIER TANKS

(for activated sludge)

MODELLO STD. SIZE	SUPERFICIE DI SEDIMENTAZIONE	PORTATA AFFLUENTE	DIMENSIONE VASCA TANK SIZE		DEFLETTORE CENTRALE	POTENZA MOTORE ENGINE POWER KW
	SETTLING AREA m ²	FLOW-RATE m ³ /giorno m ³ /day	?	ALTEZ. HEIGHT m	INFLUENT WELL m	
PRTP-50	19,6	480	5,0	3,6	1,0	0,12
PRTP-60	28,3	690	6,0	3,6	1,0	0,12
PRTP-70	38,5	940	7,0	3,6	1,2	0,12
PRTP-80	50,3	1.230	8,0	3,6	1,4	0,12
PRTP-90	63,6	1.550	9,0	3,6	1,4	0,18
PRTP-100	78,5	2.240	10,0	3,5	1,6	0,18
PRTP-110	95,0	2.710	11,0	3,5	1,8	0,18
PRTP-120	113,1	3.220	12,0	3,5	1,8	0,18
PRTP-130	132,7	3.780	13,0	3,5	2,0	0,25
PRTP-140	153,9	4.390	14,0	3,5	2,0	0,25
PRTP-150	176,7	5.040	15,0	3,5	2,2	0,25
PRTP-160	201,1	5.730	16,0	3,5	2,2	0,25
PRTP-170	227,0	7.400	17,0	3,2	2,4	0,25
PRTP-180	254,5	8.300	18,0	3,2	2,4	0,37
PRTP-190	283,5	9.240	19,0	3,2	2,6	0,37
PRTP-200	314,2	10.240	20,0	3,2	2,6	0,37
PRTP-210	346,4	11.290	21,0	3,2	2,8	0,37
PRTP-220	380,1	12.390	22,0	3,2	2,8	0,37
PRTP-230	415,5	13.540	23,0	3,2	3,0	0,37
PRTP-240	452,4	14.750	24,0	3,2	3,0	0,55
PRTP-250	490,9	16.000	25,0	3,2	3,2	0,55
PRTP-260	530,9	17.310	26,0	3,2	3,2	0,55
PRTP-270	572,6	18.660	27,0	3,2	3,4	0,55
PRTP-280	615,8	20.070	28,0	3,2	3,4	0,55
PRTP-290	660,5	21.530	29,0	3,2	3,6	0,55

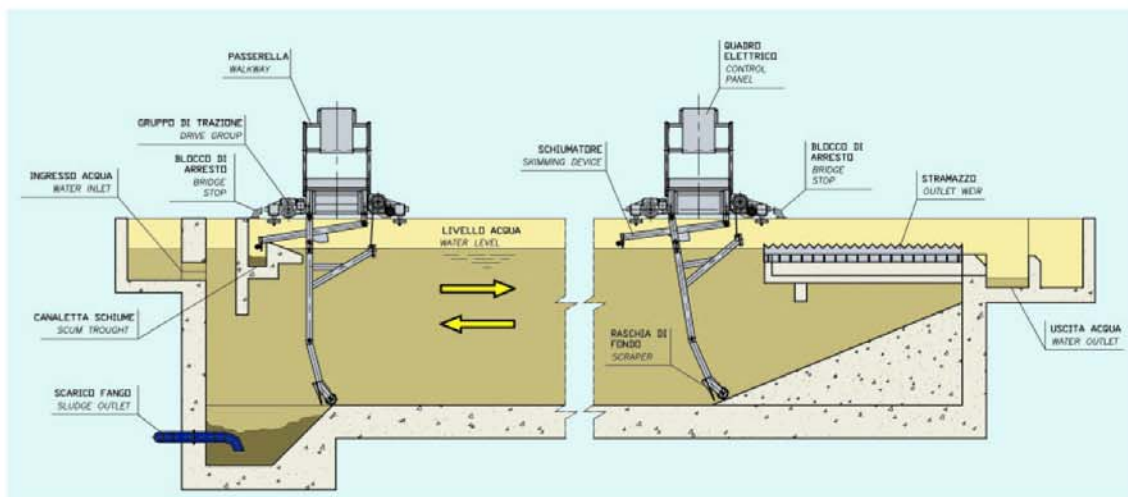
SPECIFICATION DATA

MODELLO <i>STD. SIZE</i>	SUPERFICIE DI SEDIMENTAZIONE	PORTATA AFFLUENTE	DIMENSIONE VASCA <i>TANK SIZE</i>		? DEFLETTORE CENTRALE	POTENZA MOTORE <i>ENGINE POWER</i>
	<i>SETTLING AREA</i>	<i>FLOW-RATE</i>	?	ALTEZ. <i>HEIGHT</i>	" <i>INFLUENT WELL</i>	
	m ²	m ³ /giorno <i>m³/day</i>	m	m	m	kW
PRTP-300	707	23.040	30,0	3,2	3,6	0,55
PRTP-310	755	24.600	31,0	3,2	3,8	0,75
PRTP-320	804	26.220	32,0	3,2	3,8	0,75
PRTP-330	855	27.880	33,0	3,2	4,0	0,75
PRTP-340	908	29.600	34,0	3,2	4,0	0,75
PRTP-350	962	31.360	35,0	3,2	4,2	0,75
PRTP-360	1.018	33.180	36,0	3,2	4,2	0,75
PRTP-370	1.075	35.050	37,0	3,2	4,4	0,75
PRTP-380	1.134	36.970	38,0	3,2	4,4	0,75
PRTP-390	1.195	38.940	39,0	3,2	4,6	0,75
PRTP-400	1.257	40.970	40,0	3,2	4,6	0,75

SPECIFICATION DATA

PONTE CHIARIFICATORE "VA E VIENI" CON RASCHIATORE MECCANICO tipo PAR

TRAVELING BRIDGE MECHANICAL SCRAPER CLARIFIER PAR Type



APPLICAZIONI

I ponti raschiatori meccanici della **ECOPLANTS** tipo **PAR** possono essere usati in tutte quelle vasche rettangolari che devono funzionare come sedimentatori primari o finali.

Per adattarsi a vari sistemi, nuovi od esistenti, si possono combinare ponti di varie strutture e lunghezze, con diversi sistemi di raschiatura del fango, di gruppi di trazione, di equipaggiamenti elettrici di controllo ed accessori opzionali.

A seconda delle richieste, le unità possono essere usate come raschiatori a nastro o longitudinali:

- per vasche longitudinali fino ad una larghezza di 25 m
- per vasche singole, doppie o triple.
- per vasche a cielo aperto o in ambienti coperti

Possono funzionare con rotaie o, in assenza di queste, con ruote laterali di guida.

SPECIFICATION DATA

SELEZIONE VASCHE DI SEDIMENTAZIONE RETTANGOLARI (PER SOSPENSIONI DI FANGO ATTIVO)

SELECTION OF RECTANGULAR SETTLING TANKS (FOR SUSPENSIONS OF ACTIVATED SLUDGE)

MODELLO STD. SIZE	SUPERFICIE DI SEDIMENTAZIONE	PORTATA AFFLUENTE	DIMENSIONE VASCA TANK SIZE			LUNG. LAMA- STRAMAZZO	POTENZA MOTORI ENGINE POWER KW
	SETTLING AREA m ²	FLOW-RATE m ³ /giorno - m ³ /day	LARG. WIDTH m	LUNG. LENGTH m	ALTEZ. HEIGHT m	EFFLUENT WEIR LENGTH m	
PAR-201	12,0	290	2,0	6,0	3,6	2,3	0,4
PAR-202	14,0	340	2,0	7,0	3,6	2,7	0,4
PAR-203	16,0	390	2,0	8,0	3,6	3,1	0,4
PAR-251	18,8	460	2,5	7,5	3,6	3,7	0,6
PAR-252	21,9	530	2,5	8,8	3,6	4,3	0,6
PAR-253	25,0	610	2,5	10,0	3,6	4,9	0,6
PAR-301	27,0	660	3,0	9,0	3,6	5,3	0,6
PAR-302	31,5	770	3,0	10,5	3,6	6,1	0,6
PAR-351	36,8	900	3,5	10,5	3,6	7,2	0,6
PAR-352	42,9	1050	3,5	12,3	3,6	8,4	0,6
PAR-401	48,0	1170	4,0	12,0	3,6	9,4	0,6
PAR-402	56,0	1360	4,0	14,0	3,6	10,9	0,6
PAR-451	60,8	1480	4,5	13,5	3,6	11,9	0,6
PAR-452	70,9	1730	4,5	15,8	3,6	13,8	0,6
PAR-453	81,0	1970	4,5	18,0	3,6	15,6	0,6
PAR-501	75,0	2140	5,0	15,0	3,5	16,0	0,6
PAR-502	87,5	2490	5,0	17,5	3,5	16,6	0,6
PAR-551	90,8	2580	5,5	16,5	3,5	17,2	0,8
PAR-601	108,0	3080	6,0	18,0	3,5	20,5	0,8
PAR-651	126,8	3610	6,5	19,5	3,5	24,1	0,9
PAR-701	147,0	4190	7,0	21,0	3,5	27,9	0,9
PAR-751	168,8	4810	7,5	22,5	3,5	32,1	0,9
PAR-801	192,0	6260	8,0	24,0	3,2	37,9	0,9
PAR-851	216,8	7060	8,5	25,5	3,2	42,8	0,9

SPECIFICATION DATA

MODELLO <i>STD. SIZE</i>	SUPERFICIE DI SEDIMENTAZIONE	PORTATA AFFLUENTE	DIMENSIONE VASCA <i>TANK SIZE</i>			LUNG LAMA. STRAMAZZO	POTENZA MOTORI <i>ENGINE POWER</i>
	<i>SETTLING AREA</i>	<i>FLOW-RATE</i>	LARG. <i>WIDTH</i>	LUNG. <i>LENGTH</i>	ALTEZ. <i>HEIGHT</i>	<i>EFFLUENT WEIR LENGTH</i>	
	m ²	m ³ /giorno - m ³ /day	m	m	m	m	kW
PAR-901	243,0	7920	9,0	27,0	3,2	48,0	1,1
PAR-951	270,8	8820	9,5	28,5	3,2	53,5	1,1
PAR-1001	300,0	9780	10,0	30,0	3,2	59,3	1,1
PAR-1051	330,8	10780	10,5	31,5	3,2	65,3	1,1
PAR-1101	363,0	11830	11,0	33,0	3,2	71,7	1,1
PAR-1151	396,8	12930	11,5	34,5	3,2	78,4	1,1
PAR-1201	432,0	14080	12,0	36,0	3,2	85,4	1,7
PAR-1301	507,0	16530	13,0	39,0	3,2	100	1,7
PAR-1401	588,0	19170	14,0	42,0	3,2	116	1,7
PAR-1501	675,0	22000	15,0	45,0	3,2	133	1,7
PAR-1601	768,0	25040	16,0	48	3,2	152	2,3
PAR-1701	867,0	28260	17,0	51,0	3,2	171	2,3
PAR-1801	972,0	31690	18,0	54,0	3,2	192	2,3
PAR-1901	1083,0	35300	19,0	57,0	3,2	214	2,3
PAR-2001	1200,0	39120	20,0	60,0	3,2	237	2,3



Griglia fine a tamburo rotante - ROTODRUM

Componenti e caratteristiche

Il **Rotodrum** è una griglia rotativa cilindrica a barre cuneiformi. E' alimentata internamente tramite un distributore montato a sbalzo e collegato a una cassa di afflusso che si estende su 2/3 della lunghezza del cilindro convogliando il flusso sulla superficie grigliante. La distribuzione avviene da entrambi i lati della cassa stessa. Il flusso della sospensione da grigliare intercetta la superficie della griglia rotativa perpendicolarmente alla direzione delle aperture tra le barre. Mentre il liquido filtrato passa attraverso le aperture della griglia e viene scaricato sotto il cilindro, i solidi sono trattenuti sulla superficie della griglia stessa dove si accumulano e si concentrano prima dello scarico. Una serie di lame convogliatrici a spirale e saldate sulla superficie interna del cilindro facilitano lo spostamento dei solidi grigliati verso l'estremità del cilindro stesso, massimizzandone altresì la concentrazione.

Un sistema di lavaggio interno ed esterno al cilindro filtrante mantiene la griglia pulita potendo funzionare sia in continuo che in intermittenza.



Gli ugelli sono posizionati in modo tale da consentire la potenza ottimale del getto di pulitura. Le barre del cilindro, così come tutto il resto della struttura del Rotodrum, sono costruite in acciaio inossidabile AISI 304 ed hanno sezione cuneiforme. La forma a cuneo consente il flusso libero della portata idraulica e minimizza la possibilità di adesione di solidi e di intasamenti.

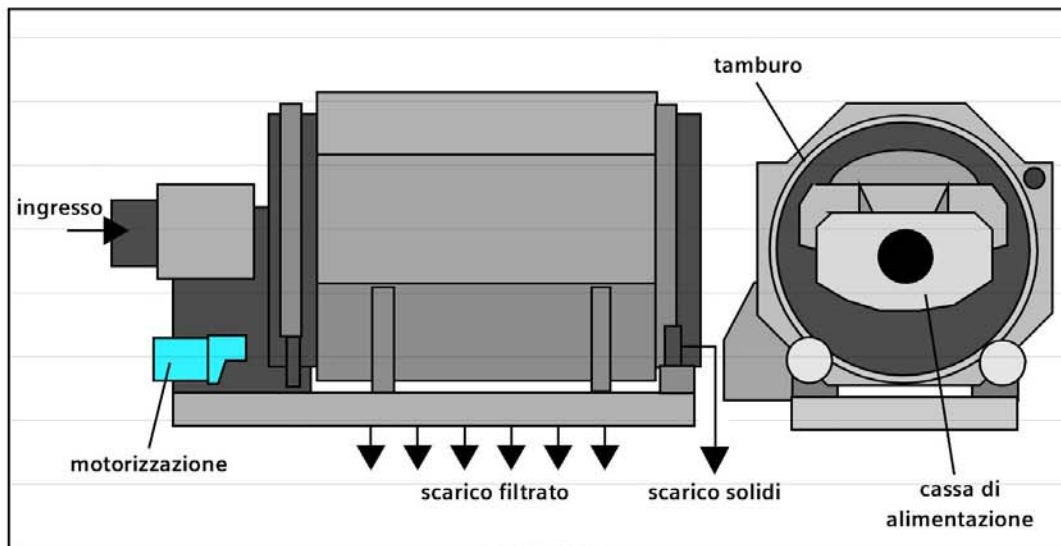


ROTODRUM

Water Technologies

SIEMENS

Griglia fine a tamburo rotante - Rotodrum



Dati Tecnici											
Modello RDT		0612	0912	0918	0924	0928	1518	1524	1530	1540	2040
Area di filtrazione	m ²	2,3	3,5	5,2	7,0	8,2	8,8	11,7	14,6	19,4	25,9
Potenza installata	kW	0,25	0,37	0,37	1,1	1,1	1,5	1,5	1,5	2,2	3
Fabbisogno acqua di lavaggio	l/min	82	82	120	144	172	120	220	320	414	414
Peso a secco	kg	340	550	650	700	800	2000	2800	3270	3850	4900
Peso in funzione	kg	650	800	900	1250	1300	3800	4500	4500	6000	9500
Dimensioni d'ingombro											
- Lunghezza	mm	2200	2200	2900	3700	4100	3800	4400	5000	6600	6500
- Larghezza	mm	1100	1300	1300	1300	1300	2000	2000	2000	2300	2700
- Altezza	mm	800	1200	1200	1300	1300	1900	1900	1900	2000	2500

Le portate sono in funzione della spaziatura fra le barre di grigliatura che può variare da 0,5 a 2 mm in esecuzione standard. Sono anche disponibili cilindri con spaziature maggiori (fino a 5 mm).

Dati tecnici non impegnativi. La nostra Società si riserva di apportare modifiche o migliorie senza alcun preavviso.

La figura qui riportata è priva delle protezioni antinfortunistiche (marchio CE) per meglio evidenziare i dettagli costruttivi.

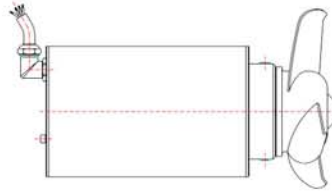
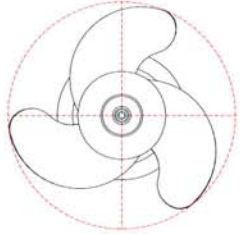
Siemens
Water Technologies SPA
Via Torino 114
27045 Casteggio PV
Tel.: 03838067.11
Fax: 038383782
sernagiotto.water@siemens.com
www.sernagiotto.it

©Siemens Water Technologies SPA
BC-ITROTODRUM-DS-0209



Iso 9001:2000 - Cert. n°0630

Le informazioni riportate in questo depliant contengono solo descrizioni e caratteristiche che potrebbero variare con l'evolversi dei prodotti o non essere sempre appropriate, nella forma descritta, per il caso applicativo concreto. Le caratteristiche richieste saranno da considerare impegnative solo se espressamente concordate in fase di definizione del contratto.



TBX 0,75 / 4
TBX 1,1 / 4
TBX 1,5 / 6
TBX 2,2 / 6
TBX 3 / 6

DIAGRAMMA PRESTAZIONI

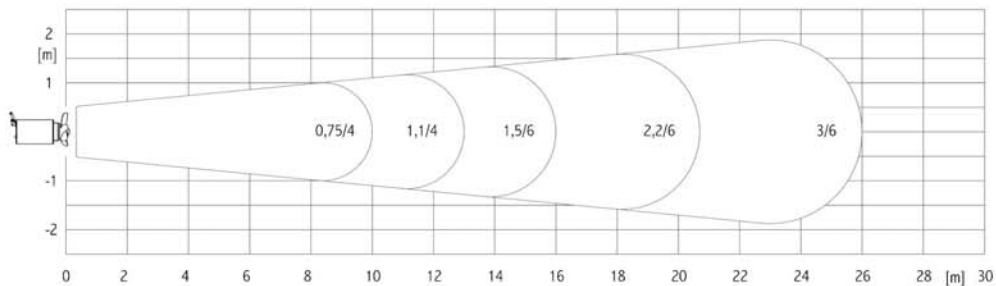
Estensione flusso per $v = 0.3$ m/s in acqua pulita

PERFORMANCE DIAGRAM

Flow extension for $v = 0.3$ m/s in clean water

DIAGRAMME PERFORMANCE

Extension du flux pour $v = 0.3$ m/s en eau propre



SCELTA DEL MISCELATORE

La potenza del miscelatore viene scelta in rapporto al volume della vasca ed al tipo di liquame da trattare:

- reflui civili: $25 \div 40$ W/m³
- liquami contenenti elevate quantità di solidi: $50 \div 80$ W/m³
- liquami contenenti elevate quantità di sabbia: $100 \div 200$ W/m³

CHOICE OF MIXER

Mixer power must be chosen in proportion to the volume of the tank and the type of sewage to be treated:

- urban waste water: $25 \div 40$ W/m³
- sewage containing high levels of solids: $50 \div 80$ W/m³
- sewage containing high levels of sand: $100 \div 200$ W/m³

CHOIX DE MÉLANGEUR

La puissance de mélangeur doit être choisie en rapport au volume de la fosse et le type de lisier à traiter:

- urbaines résiduaires eaux: $25 \div 40$ W/m³
- lisier contenant élevés quantité des solides: $50 \div 80$ W/m³
- lisier contenant élevés quantité du sable: $100 \div 200$ W/m³

CARATTERISTICHE MOTORI TRIFASI - 50Hz - ALIMENTAZIONE 400 V ± 10%

50 Hz - THREE-PHASE - MOTOR FEATURES - VOLTAGE RATING 400 V ± 10%

CARACTERISTIQUES DES MOTEURS TRIPHASES - 50Hz - ALIMENTATION 400 V ± 10%

TIPO TYPE	POTENZA MOTORE MOTOR RATING PUISSANCE MOTEUR	AVVOLGIMENTI WINDINGS BOBINAGE	ASSORBIMENTO ABSORPTION INTENSITÉ	CAVO ALIMENTAZIONE FEEDING CABLE		CABLO D'ALIMENTAZIONE CABLE LENGTH	AVVAMENTO diretto direct	N° pale Blades N.	Giri/min RPM T/min	Portata Capacity Débit	Spinta assiale Axial force Poussée axiale
	[kW]	[V]	[A (400V)]	n°cavi n°cables n°cables	n°conduttori cavo x sezione n° of wires x size n° conducteurs cable x section	[mm ²]	lunghezza cavo cable length longueur cable				
TBX 0,75 / 4	0,75	400	2	1	4 x 1,5	10	Δ	3	1400	318	153
TBX 1,1 / 4	1,1		2,8								
TBX 1,5 / 6	1,5	230-400	5,2	1	9 x 1,5	10	Δ	3	955	535	201
TBX 2,2 / 6	2,2		5,9								
TBX 3 / 6	3		8								

CARATTERISTICHE MISCELATORE

CHARACTERISTIC MIXER

CARACTERISTIQUES MELANGEUR

CARATTERISTICHE STANDARD

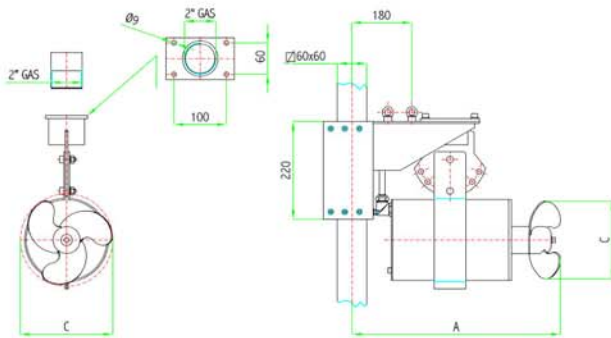
Motori elettrici asincroni trifasi con rotore a gabbia di scoiattolo. N°3 sonde termiche inserite nell'avvolgimento statorico. In caso di temperatura superiore a 132°C le sonde interrompono l'alimentazione (Per potenze superiori a 1.1 kW). Grado di protezione "IP 68". Isolamento classe "F". Max profondità immersione 20 m. Max contenuto sostanze solide in sospensione 12%. Cavo sommergibile in neoprene H07-RN-F. pH liquido 5-12. Max temperatura del liquido pompato 40° C. Servizio continuo.

STANDARD FEATURES

Asynchronous three-phase electric motors with squirrel cage rotor. N.3 thermic probes installed in the stator winding. In case the temperature exceeds 132°C to cut out power (For motor ratings over 1.1 kW). Protection "IP 68". "F" class insulation. Max submergence depth: 20 m. Max solid content in the liquid: 12%. Submersible H07-RN-F neoprene cable. Fluid pH 5 - 12. Max temperature of pumped fluid: 40°C. Continuous service.

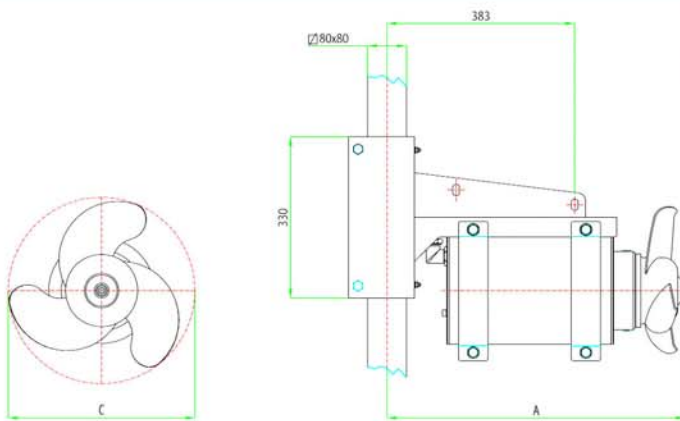
CARACTERISTIQUES STANDARD

Moteurs électriques asynchrones triphasé, rotor a cage d'ecureuil. N°3 sondes thermiques incorporées dans l'enroulement du stator. En cas de surchauffe supérieure à 132°C les sondes coupent l'alimentation (Pour puissances moteurs au-dessus de 1.1 kW). Degré de protection "IP 68". Isolement classe "F". Max profondeur d'immersion 20 m. Max contenu de substance solides en suspension 12%. Max pH du liquid à relever 5-12. Cable submersible en neoprene H07-RN-F. Max temperature du liquide pompe 40° C. Service continu.



TBX 0,75 / 4
TBX 1,1 / 4

TIPO TYPE TYPE	Motore Motor Moteur [kW]	DIMENSIONI mm. DIMENSIONS mm.		Peso Weight Poids [kg]
		A	C	
TBX 0,75 / 4	0,75	390	181	17,5
TBX 1,1 / 4	1,1	398	176	19
TBX 1,5 / 6	1,5	609	297	65
TBX 2,2 / 6	2,2		347	65,5
TBX 3 / 6	3		385	67,5

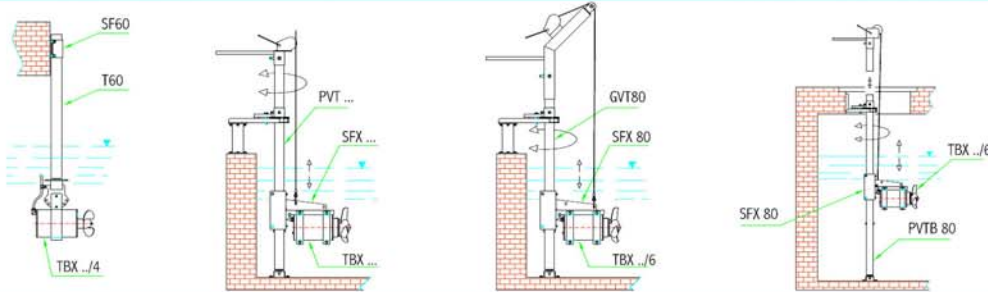


TBX 1,5 / 6
TBX 2,2 / 6
TBX 3 / 6

INSTALLAZIONI POSSIBILI

POSSIBLE INSTALLATIONS

VERSIONS POSSIBLES



ACCESSORI

ACCESSORIES

ACCESSOIRES

Attacco palo
Motor bracket
Console du moteur

Paranco con verricello e tubo guida
Hoist winch and rail pipe
Treuil poulie et barre de guidage

Staffa + Palo
Bracket + Tube
Console + Barre

SFX

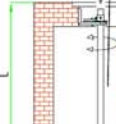
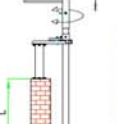
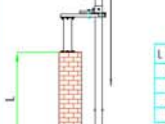
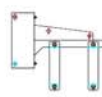
PVT

GVT 80

PVTB 80

SF60+T60

TIPO
TYPE
TYPE



TBX 0,75 / 4
TBX 1,1 / 4
TBX 1,5 / 6
TBX 2,2 / 6
TBX 3 / 6

SFX 60

PVT 60 / ..

SF60+T60

SFX 80

PVT 80 / ..

GVT 80 / ..

PVTB 80 / ..



**GENERAL
EUROPE
VACUUM S.r.l.**
Tecnologie Del Vuoto

LIBRETTO DI MANUTENZIONE

E PARTI DI RICAMBIO

SOFFIANTI A CANALI LATERALI MODELLO GKL - GKLDV



**SISTEMA QUALITÀ
AZIENDALE**

certificato in accordo alla norma
ISO 9001:2000 e sottoposto a
verifiche volontarie e periodiche



GENERAL EUROPE VACUUM Srl
VIA DEL COMMERCIO, 9
20090 BUCCINASCO (MI) ITALY
TEL. ++39 02 48841120
FAX ++39 02 4453957
e-mail: gevac@iol.it
<http://www.gevac.com>



TIPO	MASSA IN SERVIZIO KG	POTENZA MOTORE KW	TENSIONE V	FREQ. Hz	NUMERO DI GIRI RPM	PORTATA MASSIMA M ³ /h	COMPRESS. MASSIMA mbar	DEPRESS. MASSIMA mbar	LIVELLO SONORO Lpm Db (A)	CLASSE	SERVI ZIO
MONOSTADIO TRIFASE											
GKL 30	5,7	0,1	230 / 400	50	3000	40	36	36	63	F	S1
GKL 70	9	0,37	230 / 400	50	3000	78	108	120	66	F	S1
GKL 100	13	0,74	230 / 400	50	3000	150	108	130	67	F	S1
GKL 130	17,5	1,1	230 / 400	50	3000	216	162	165	74	F	S1
GKLN 130	18	1,5	230 / 400	50	3000	216	200	200	74	F	S1
GKL 250	26	2,2	230 / 400	50	3000	300	200	210	73	F	S1
GKLN 250	29	3	230 / 400	50	3000	300	255	235	73	F	S1
GKL 400	63	5,5	230 / 400	50	3000	480	270	245	80	F	S1
GKL 422M	29	2,2	230 / 400	50	3000	370	230	230	72	F	S1
GKL 430M	30	3	230 / 400	50	3000	370	280	270	72	F	S1
GKL 440M	32	4	230 / 400	50	3000	370	340	300	72	F	S1
GKL 800	76	7,5	230 / 400	50	3000	850	250	250	83	F	S1
MONOSTADIO MONOFASE											
GKL 30	5,8	0,1	230	50	3000	40	38	36	63	F	S1
GKL 70	9,2	0,37	230	50	3000	78	100	90	66	F	S1
GKL 100	15,2	0,74	230	50	3000	130	135	135	67	F	S1
GKL 130	19	1,1	230	50	3000	200	135	135	74	F	S1
GKL 250	29	2,2	230	50	3000	280	180	190	73	F	S1
BISTADIO TRIFASE											
GKLDV 70	15	0,77	230 / 400	50	3000	80	220	180	82	F	S1
GKLDV 100	23	1,5	230 / 400	50	3000	150	295	255	84	F	S1
GKLDV 130	36	3	230 / 400	50	3000	216	380	315	85	F	S1
GKLDV 250	42,3	4	230 / 400	50	3000	300	350	315	88	F	S1
GKLDV 400	87	7,5	400 / 690	50	3000	480	315	315	92	F	S1
GKL 440BP	55	4	400 / 690	50	3000	520	140	140	76	F	S1
GKL 440BS	55	4	400 / 690	50	3000	370	375	370	76	F	S1
GKL 455BP	65	5,5	230/400	50	3000	520	210	210	76	F	S1
GKL 455 BS	65	5,5	230/400	50	3000	370	520	420	76	F	S1

Le pompe per vuoto-compressori GKL dotate della marcatura CE, nelle condizioni d'uso previste e con il rispetto delle prescrizioni di sicurezza contenute nel presente manuale e generali, soddisfano le prescrizioni della Direttiva 98/37 sulle macchine, come dalla Dichiarazione CE. Le istruzioni d'uso e manutenzione contenute in questo manuale, data la grande complessità dei casi trattati non pretendono di prendere in esame tutti i casi possibili ed immaginabili di servizio o di manutenzione. Se sono necessarie istruzioni supplementari o se dovessero nascere problemi particolari, soprattutto di installazione, non esitate a contattare il distributore o direttamente il costruttore della macchina. E' molto importante per evitare malfunzionamenti che, a loro volta potrebbero creare direttamente o indirettamente gravi incidenti, o danni alle persone e alle cose, osservare tutte le istruzioni riportate sulla macchina, sugli schemi e nella documentazione allegata, nelle istruzioni di servizio e nel presente documento. Prima di lasciare l'officina di produzione, ciascuna macchina è stata sottoposta ad una serie di test e collaudi e tutto è stato minuziosamente controllato. L'accurato rispetto delle nostre Istruzioni assicurerà alla Vostra macchina, nelle condizioni di funzionamento e d'uso normali, una grande longevità ed affidabilità di funzionamento.



Catalogo prodotto

Sistemi di Ossigenazione ITT Flygt - Sanitaire



Flygt



ITT Industries
Engineered for life

Diffusore a disco a membrana

Caratteristiche dei diffusori a membrana

Il sistema di diffusori a membrana è flessibile, sostituibile e facilmente intercambiabile con i diffusori ceramici porosi.

Questo tipo di diffusore garantisce una distribuzione uniforme del flusso d'aria e delle bolle fini su tutta la superficie.

La ghiera superiore di fissaggio assicura una chiusura ermetica tra la flangia di supporto e il diffusore con guarnizione integrata nella membrana stessa.

La crescente pressione dell'aria comporta un effetto di ulteriore tenuta.

Ulteriori vantaggi del diffusore a membrana

La ghiera, il piatto di supporto e la membrana del diffusore sono adatti a prevenire perdite d'aria e infiltrazioni del liquame nel diffusore.

I fori calibrati sono praticati perpendicolarmente alla direzione della grana della membrana per assicurare una maggiore resistenza agli sforzi di trazione.

Quando l'impianto viene fermato, la zona centrale priva di fori si abbassa repentinamente chiudendo il foro di passaggio dell'aria situato sul piatto di supporto, comportandosi in pratica, come una valvola di ritegno integrata nel diffusore stesso.

La membrana è sostenuta da un piatto di base che ne impedisce l'afflosciamento.

Quando il flusso si interrompe, la membrana si abbassa sulla piastra di sostegno chiudendo automaticamente i fori di passaggio dell'aria, impedendo così il riflusso dei liquami all'interno dei condotti di distribuzione dell'aria.

La membrana è realizzata in una speciale miscela di gomma sintetica EPDM - denominata "Silver" - appositamente studiata per l'impiego nella depurazione dei liquami. Tale miscela è il risultato di un continuo processo di ricerca e di evoluzione del prodotto. Le membrane in EPDM "Silver" hanno delle caratteristiche eccezionali e consentono:

- resistenza alle deformazioni;
- alta elasticità e buona tenuta della stessa nel tempo;
- resistenza agli agenti chimici usualmente presen-

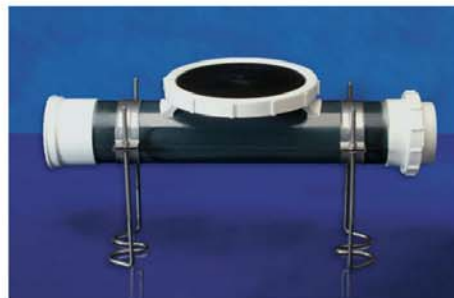
Dati tecnici	
Capacità di ossigenazione in acqua pulita	3 – 5 kgO ₂ /kWh
Capacità di ossigenazione in acqua pulita per l'aerazione dal fondo	20 g O ₂ /Nm ³ circa, per m di immersione
Portata d'aria per diffusore	1 – 6.5 Nm ³ /h
Pressione di apertura della membrana a 1 Nm ³ /h	250 mm H ₂ O, circa
Densità di diffusori	1 – 6 per m ² circa
Diametro esterno	260 mm
Peso singolo diffusore	0.85 kg
Materiali	
Corpo diffusore con piatto di sostegno della membrana, ghiera di serraggio, giunti tra le tubazioni	PVC – ASTM D 3915
Tubazioni e collettori aria	PVC – EN 1452-2
Raccorderia	PVC – UNI 7442
Membrana	EPDM "Silver 2"
Staffe, supporti	Acciaio inox AISI 304
Aste e dadi di fissaggio	Acciaio inox AISI 316

I diffusori sono incollati sui tubi di distribuzione in PVC di 110 mm. La resistenza dell'incollaggio è garantita dal costruttore.

ti nei liquami di depurazione, in particolare agli oli, ai grassi, agli idrocarburi, ecc.

- Adeguato spessore del materiale e sforzi contenuti sul corpo diffusore.

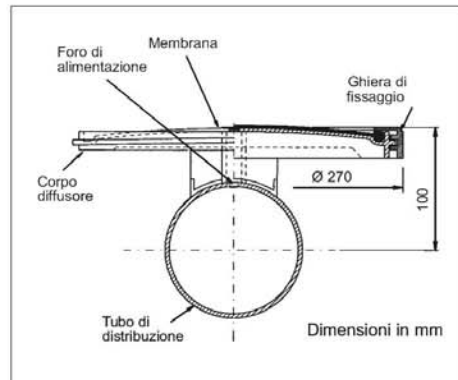
Tutto ciò si riflette in una lunga durata di vita delle membrane e in un buon mantenimento delle prestazioni del sistema di diffusione col passare degli anni. Le membrane attualmente commercializzate sono denominate "Silver 2" ed hanno un'efficienza ancora



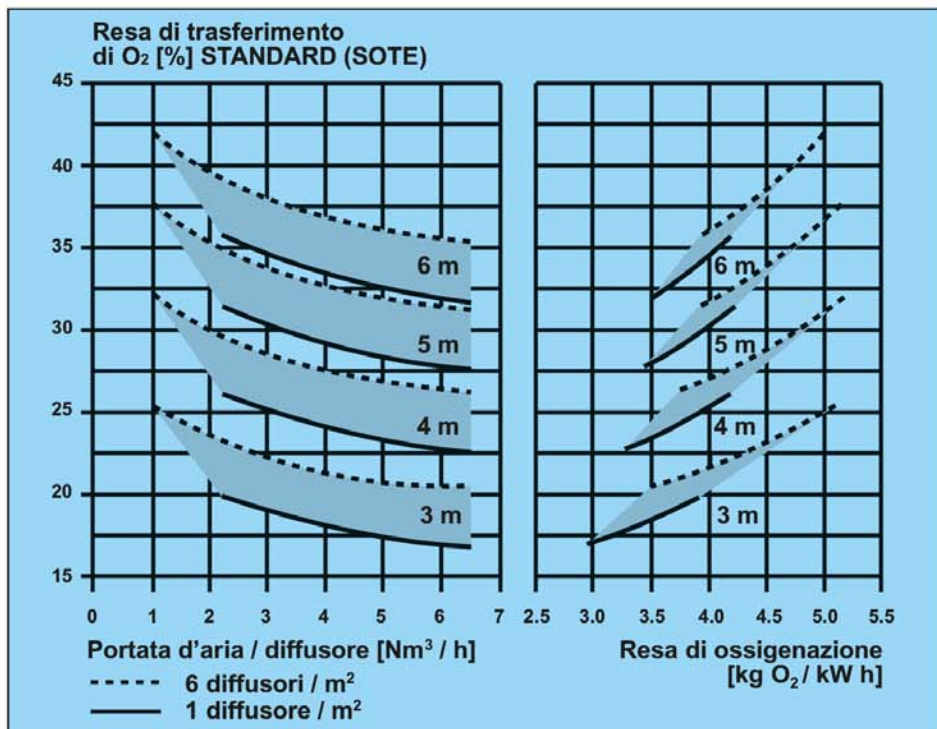
superiore alle precedenti. Questo risultato è stato raggiunto mediante una ottimizzazione della distribuzione dei fori di passaggio per l'aria sulla superficie della membrana, in funzione dell'elasticità presente nei diversi punti del disco stesso. Il disegno, nella sua originalità, elimina l'impiego di bulloni di fissaggio e di qualunque altro accessorio metallico.

Diagramma operativo del diffusore a membrana

Il rendimento di ossigenazione in $\text{kg O}_2/\text{kWh}$ è riferito a condizioni standard (acqua pulita) considerando tutte le perdite di carico del sistema ed un rendimento totale di compressione del 70% meccanico, 90% elettrico per 3,4, 5 o 6 metri di immersione.

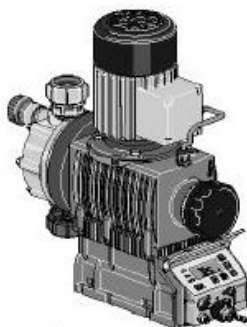


Sanitaire 9" membrana Silver 2, immersione 3-4-5-6 m



2.3 Pompe dosatrici a membrana Sigma/ 2

2.3.1 Pompe dosatrici a membrana Sigma/ 2



pk_2_115
Sigma/ 2

La pompa dosatrice motorizzata a membrana Sigma/ 2 viene realizzata con un alloggiamento interno in metallo resistentissimo per le parti soggette a sollecitazioni e con un ulteriore alloggiamento in materiale plastico per la protezione dalla corrosione. Il campo di resa va da 50 a 420 l/h con una contropressione massima di 4-16 bar. La portata può essere regolata per mezzo della lunghezza corsa (5 mm) in passi dello 0,5 % con una manopola autobloccante.

Con condizioni definite e installazione corretta, la riproducibilità di dosaggio è migliore di $\pm 2\%$ nel campo di lunghezze corsa dal 30 al 100 %. (Seguire assolutamente le indicazioni contenute nelle Istruzioni per l'uso).

L'alloggiamento in metallo-materiale plastico, stabile e resistente alla corrosione, ha tre rapporti degli ingranaggi riduttori, due grandezze di testata dosatrice e due materiali per testata dosatrice. La possibilità di comando della Sigma (S2Ca) con segnale a contatto o analogico (ad es., 0/4-20 mA) consente un buon adeguamento alle più disparate esigenze di dosaggio.

Per motivi di sicurezza tecnica, per tutte le pompe dosatrici a motore è necessario prevedere al momento dell'installazione dispositivi di sovraccarico adeguati.

Sigma tipo base (S2Ba)

La Sigma tipo base è una pompa dosatrice a motore senza un'apparecchiatura elettronica interna propria. La S2Ba dispone di molte varianti di propulsione, sia col normale motore trifase (standard IP 55) che col motore monofase a corrente alternata. Sono disponibili anche pompe dosatrici con certificazione ATEX per l'impiego in ambienti EXe e EXde.

In qualsiasi momento possono essere fornite varie versioni di flange che consentono al cliente di impiegare i suoi motori per l'azionamento delle pompe.

Sigma tipo a comandi (S2Ca)

La Sigma versione a microprocessori (standard IP 65) consente un adeguamento rapido e sicuro al variare dei problemi di dosaggio.

L'unità di comando ha la stessa superficie operativa della pompa dosatrice gamma/ L.

Il nuovo dispositivo di comando a microprocessori è una combinazione ottimale di regolazione del numero di giri e di funzionamento stop-and-go, il che significa lavorare in un ampio campo di regolazione con sintonia di precisione individuale.

Le singole funzioni della pompa possono essere impostate semplicemente con i cinque tasti di programma. Sul display illuminato viene visualizzato lo stato operativo corrente. Il funzionamento della pompa viene controllato per mezzo di diodi luminosi che indicano il normale funzionamento o la presenza di guasti e da un relè di comunicazione guasti o di temporizzazione.

Con PROFIBUS® oppure con timer di processo integrato è possibile una sincronizzazione col comando di processo centralizzato o periferico.



pk_2_104
Unità di comando Sigma



Segnalatore di rottura membrana (A)

La testata dosatrice possiede, come standard, un sistema brevettato di sicurezza a più strati della membrana e un segnale ottico di rottura della membrana.

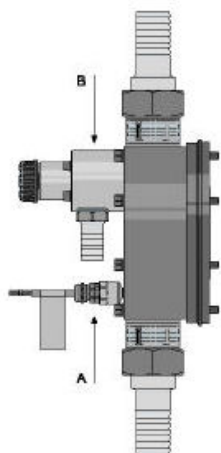
La membrana è del tipo a doppio strato, rivestita con un foglio PTFE sul lato di lavoro e di trasmissione. Questo garantisce anche in caso di rottura della membrana nessuna perdita di liquido all'esterno. In caso di rottura il liquido penetra tra i due strati e attiva un sensore, che può dare un avviso meccanico o un segnale d'allarme. Questo sistema assicura un dosaggio affidabile - anche in condizioni critiche di funzionamento.

In associazione con la pompa S2Ca si può scegliere di arrestare la pompa o di continuare a dosare.

Valvola di troppopieno/ sfiato integrata (B)

Per i livelli di pressione di 4, 7, 10 e 16 bar è possibile scegliere una variante di testata dosatrice con valvola idraulica di troppopieno integrata. La pompa dosatrice viene così protetta contro eventuali sovraccarichi e danni conseguenti, senza costose installazioni aggiuntive e perciò con notevole risparmio per l'utente.

La valvola di troppopieno integrata ha inoltre il vantaggio di provvedere allo sfiato della pompa dosatrice durante il processo di aspirazione.



P_AC_0212_SW

2.3 Pompe dosatrici a membrana Sigma/ 2

Dati tecnici

Tipo	Funzionamento a 50 Hz con motore 1500 rpm				Funzionamento a 60 Hz con motore 1800 rpm				Altezza d'aspirazione	Pressione massima ammessa lato asp.	Attacco lato aspirazione/mandata	Peso di spedizione
	Portata con massima contropressione			Max. numero corse	Portata con massima contropressione			Max. numero corse				
	bar	l/h	m ³ /corsa		psi	l/h / gph	corse/min					
m.c.a.		bar		G-DN		kg						
16050 PVT	10	50	11,4	73	145	60/15,9	87	7	3	1-15	15	
16050 SST	16	48	11,4	73	232	57/15,1	87	7	3	1-15	20	
16090 PVT	10	90	11,4	132	145	108/28,5	156	7	3	1-15	15	
16090 SST	16	86	11,4	132	232	103/27,2	156	7	3	1-15	20	
16130 PVT	10	130	10,9	198	145	156/41,2**	232	7	3	1-15	15	
16130 SST	16	125	10,9	198	232	150/39,6**	232	7	3	1-15	20	
07120 PVT	7	120	27,4	73	100	144/38,0	87	5	1	1 1/2-25*	16	
07120 SST	7	120	27,4	73	100	144/38,0	87	5	1	1 1/2-25*	24	
07220 PVT	7	220	27,7	132	100	264/69,7	156	5	1	1 1/2-25*	16	
07220 SST	7	220	27,7	132	100	264/69,7	156	5	1	1 1/2-25*	24	
04350 PVT	4	350	29,4	198	58	420/111,0**	232	5	1	1 1/2-25*	16	
04350 SST	4	350	29,4	198	58	420/111,0**	232	5	1	1 1/2-25*	24	

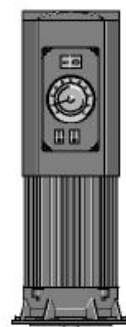
*** Nota:**

Nelle pompe Sigma tipo 07120, 07220 e 04350 le valvole della testata dosatrice sono realizzate in DN 25 (G 1 1/2). Poiché per questi tipi di pompa è normalmente sufficiente un tubaggio DN 20 (vedi Dati tecnici, attacco lato aspirazione/mandata), i pezzi di raccordo (ad es., pezzi ad innesto) ordinabili con ident-code sono già ridotti a DN 20; ciò significa che tubazioni e accessori possono essere realizzati in DN 20. Per i tipi di pompa S2Ca valgono i dati di portata a 60 Hz (funzionamento interno a ca. 60 Hz) ma fino ad un massimo di 200 corse/min.

Materiali a contatto con il mezzo

Materiale	testata dosatrice	attacco asp./mandata	guarnizioni/ sede sfera	sfere	valvola troppopieno integrato
PVT	PVDF (fluoruro poliv.)	PVDF (fluoruro poliv.)	PTFE/PTFE	ceramica/vetro *	PVDF/FPM o EPDM
SST	acciaio inox 1.4404	acciaio inox 1.4581	PTFE/PTFE	acciaio inox 1.4401	acciaio inox/FPM o EPDM

* per 07120, 07220, 04350



pk_2_103

Azionamento della Sigma tipo base (S2Ba)

Attuatore/Variatore di lunghezza corsa

Attuatore con servomotore per la regolazione automatica della lunghezza corsa, tempo di regolazione circa 1 sec. per lunghezza corsa 1%, potenziometro a reazione da 1 kΩ, tipo di protezione IP 54.

Variatore composto di attuatore e regolatore ad incidenza integrato, per variare la lunghezza corsa attraverso un segnale campione. Ingresso corrente normale 0/4-20 mA, corrispondente a lunghezze corsa da 0 a 100%. Commutatore per azionamento manuale/automatico. Interruttore con richiamo per regolazione corsa nel funzionamento manuale, indicatore meccanico della posizione della lunghezza corsa. Uscita valore reale 0/4-20 mA per visualizzazione a distanza.

Motori con numero di giri regolabile e convertitore statico di frequenza integrato (lettera V del l'ident-code)

Alimentazione monofase 230 V, 50/60 Hz, 0,37 kW

Manovrabile dall'esterno con 0/4-20 mA (vedi Fig. pk_2_103)

Regolazione numero di giri vedi pagina → 2-51

Sistemi di controllo della velocità in alloggiamento metallico (caratteristica codice identificativo Z)

Il dispositivo completo per la regolazione del numero di giri è composto da un convertitore statico di frequenza e di un motore da 0,37 kW a numero di giri regolabile.

Nota per l'impiego in zone Ex

A partire dal 1 luglio 2003, per l'impiego in ambienti a rischio di esplosione possono essere utilizzate esclusivamente pompe contrassegnate a norma EG-Ex-RL 94/9. Il gruppo di esplosione, la categoria ed il tipo di protezione indicati sull'etichetta devono essere corrispondenti o più elevati di quanto richiesto per l'impiego nelle condizioni previste.

Regolazione numero di giri vedi pagina → 2-51

2.3 Pompe dosatrici a membrana Sigma/ 2

2.3.2 Sistema di ordinazione con ident-code del tipo base (S2Ba)

Sigma tipo base (S2Ba)

S2Ba	Tipo propulsione	HM	azionamento principale, membrana
	Tipo pompa*		
		bar	l/h
		16050	16 50
		16090	16 90
		16130	16 130
		07120	7 120
		07220	7 220
		04350	4 350
	Materiale testata dosatrice		
	PV	PVDF (max. 10 bar)	
	SS	acciaio inox	
	Materiale guarnizioni/membrana		
	T	guarnizione PTFE	
	Materiale espulsore		
	S	membrana di sicurezza a più strati con indicazione ottica di rottura	
	A	membrana di sicurezza a più strati con segnalazione di rottura (contatto)	
	Versione testata dosatrice		
	0	senza molle valvola	
	1	con due molle valvola Hastelloy C; 0,1 bar	
	4**	con valvola di sicurezza, guarnizione FPM, senza molle valvola	
	5**	con valvola di sicurezza, guarnizione FPM e molle valvola	
	6**	con valvola di ritegno, guarnizione in EPDM, senza valvola a molla	
	7**	con valvola di ritegno, guarnizione in EPDM, con valvola a molla	
	Collegamento idraulico		
	0	standard	
	1	ghiera e cartella in PVC	
	2	ghiera e cartella in PP	
	3	ghiera e cartella in PVDF	
	4	ghiera e cartella in SS	
	7	ghiera e portagomma in PVDF	
	8	ghiera e portagomma in SS	
	9	Ghiera e manico saldato SS	
	Modello		
	0	con logo ProMinent® (standard)	
	1	senza logo ProMinent®	
	M	modificato	
	Alimentazione elettrica		
	S	3 ph, 230 V/400 V 50/60 Hz	
	M	corrente alternata monofase, 230 V 50/60 Hz	
	N	corrente alternata monofase, 115 V 60 Hz	
	L	3 ph, 230 V/400 V, 50 Hz, (Exe, Exd)	
	P	3 ph, 265 V/440 V, 60 Hz, (Exe, Exd)	
	R	motore regolazione numero giri trifase, 230/400 V	
	V (0)	motore a velocità variabile con convertitore di frequenza integrato, monofase, 230 V, 50/60 Hz	
	Z	regolatore monofase numero giri compl., 230 V, 50/60 Hz	
	1	senza motore, con flangia B14, Gr. 71 (DIN)	
	2	senza motore, con flangia C42 (NEMA)	
	3	senza motore, B 5, Gr. 56 (DIN)	
	Tipo di protezione		
	0	IP 55 (Standard)	
	1	versione Exe ATEX-T3	
	2	versione Exde ATEX-T4	
	Sensore corsa		
	0	senza sensore corse (Standard)	
	2	relé temporizzatore (relé Reed)	
	3	sensore corse (Namur) per zone Ex	
	Regolazione lunghezza corsa		
	0	manuale (standard)	
	1	con servomotore, 230 V/50/60 Hz	
	2	con servomotore, 115 V/50/60 Hz	
	3	con motore di regolazione 0...20 mA 230 V/50/60 Hz	
	4	con motore di regolazione 4...20 mA 230 V/50/60 Hz	
	5	con motore di regolazione 0...20 mA 115 V/50/60 Hz	
	6	con motore di regolazione 4...20 mA 115 V/50/60 Hz	

* Cifre 1 + 2 = contropressione [bar], cifre 3; 4; 5 = portata [l/h]

** Di serie con bocchetta flessibile in bypass. Raccordo filettato su richiesta.

NOVITÀ: su richiesta sono disponibili testate dosatrici in acciaio inox con certificato EHEDG (European Hygienic Eng. Design Group).

2.3 Pompe dosatrici a membrana Sigma/ 2

2.3.3 Sistema di ordinazione del tipo a comandi (S2Ca) con ident-code

Sigma tipo a comandi (S2Ca)

Per S2Ca si applica una frequenza di 60 Hz, tuttavia con max. 200 colpi/min.

S2Ca	Tipo propulsione	
HM	azionamento principale, membrana	
	Tipo pompa*	
	bar	l/h
16050	16	60
16090	16	106
	bar	l/h
16130	16	130
07120	7	144
07220	7	264
04350	4	350
	Materiale testata dosatrice	
PV	PVDF (max. 10 bar)	
SS	acciaio inox	
	Materiale guarnizioni/membrana	
T	guarnizione PTFE	
	Materiale espulsore	
S	membrana di sicurezza a più strati con indicazione ottica di rottura	
A	membrana di sicurezza a più strati con segnalazione di rottura; la pompa si arresta	
B	membrana di sicurezza a più strati con segnalazione di rottura; la pompa emette un allarme	
	Versione testata dosatrice	
0	senza molle valvola	
1	con due molle valvola Hastelloy C; 0,1 bar	
4**	con valvola di sicurezza, guarnizione FPM, senza molle valvola	
5**	con valvola di sicurezza, guarnizione FPM e molle valvola	
6**	con valvola di ritegno, guarnizione in EPDM, senza valvola a molla	
7**	con valvola di ritegno, guarnizione in EPDM, con valvola a molla	
	Collegamento idraulico	
0	standard	
1	ghiera e cartella in PVC	
2	ghiera e cartella in PP	
3	ghiera e cartella in PVDF	
4	ghiera e cartella in SS	
7	ghiera e portagomma in PVDF	
8	ghiera e portagomma in SS	
9	ghiera e manicotto saldato SS	
	Modello	
0	con logo ProMinent®	
1	senza logo ProMinent®	
	Alimentazione elettrica	
U	1 ph 100-230 V ± 10 %, 50/60 Hz	
	Cavo e presa	
A	2 m Europa	C 2 m Australia
B	2 m Svizzera	D 2 m USA
	Relé	
0	senza relé	
1	con relé avvisatore guasti normalmente chiuso 1x invertitore 230 V-2 A	
3	con relé avvisatore guasti normalmente aperto 1x invertitore 230 V-2 A	
4	come 1 + relé temporizzatore 2x contatto di chiusura 24 V-100 mA	
5	come 3 + relé temporizzatore 2x contatto di chiusura 24 V-100 mA	
A	Relé di spegnim. e avvertimento di apertura 2x contatto di chiusura 24 V-100 mA	
C	come 1 + uscita 4-20 mA = lunghezza corsa x frequenza 1x contatto di chiusura 24 V-100 mA	
F	Relé di potenza di apert. 1x invertitore 230 V-8 A	
	Varianti controllo	
0	manuale + esterno con Pulse Control	
1	manuale + esterno + Pulse Control + analogico	
4	come 0 + Process-Timer	
5	come 1 + Process-Timer	
R**	come 1 + interfaccia PROFIBUS® DP, M12	
C**	come 1 + CANopen	
	Codice di accesso	
0	senza codice accesso	
1	con codice accesso	
2	Come 0 + segnalazione in caso di arresto manuale	
3	Come 1 + segnalazione in caso di arresto manuale	
	Controllo dosaggio	
0	ingresso con analisi impulsi	
	Regolazione lunghezza corsa	
0	manuale	
C	manuale + calibrazione	

* Cifre 1 + 2 = contropressione [bar], cifre 3; 4; 5 = portata [l/h]

** Di serie con bocchetta flessibile in bypass. Raccordo filettato su richiesta.

*** Con l'opzione PROFIBUS® e CANopen non possono essere selezionati relé

NOVITÀ: su richiesta sono disponibili testate dosatrici in acciaio inox con certificato EHEDG (European Hygienic Eng. Design Group).

2.3 Pompe dosatrici a membrana Sigma/ 2

2.3.4 Parti di ricambio

Il set parti di ricambio contiene in generale le parti soggette ad usura delle unità di alimentazione.

Contenuto fornitura per versione materiale PVT

1 x membrana di dosaggio, 1 x attacco di aspirazione compl., 1 x attacco di mandata compl.,
2 x sfere valvola

1 x serie di guarnizioni compl. (anelli di copertura, dischi sede sfera, boccole sede sfere)

2 x boccola sede per sfera, 2 x rondella, 4 x guarnizione composita

Contenuto fornitura per versione materiale SST

1 x membrana di dosaggio, 2 x sfere valvola, 2 x rondelle,

4 x guarnizione composita

Set parti di ricambio Sigma/ 2 per mod. con membrana di sicurezza a più strati

(valido per codice identificativo tipo 16050, 16090, 16130, 12050, 12090, 12130)

Unità alimentazione	Materialia contatto con il liquido	Codice ordi- nazione
FM 130 - DN 15	PVT	1035951
FM 130 - DN 15	SST	1035957
FM 130 - DN 15	SST (mit 2 Ventilen kpl.)	1035954

(valido per codice identificativo 07120, 07220, 04350)

Unità alimentazione	Materialia contatto con il liquido	Codice ordi- nazione
FM 350 - DN 25	PVT	1035953
FM 350 - DN 25	SST	1035960
FM 350 - DN 25	SST (con 2 valvole compl.)	1035959

Set ricambi Sigma/ 2 da utilizzare con vecchia membrana standard/doppia

(valido per codice identificativo tipo 16050, 16090, 16130, 12050, 12090, 12130)

Unità alimentazione	Materialia contatto con il liquido	Codice ordi- nazione
FM 130 - DN 15	PVT	740324
FM 130 - DN 15	SST	740326
FM 130 - DN 15	SST (con 2 valvole compl.)	740328

(valido per codice identificativo 07120, 07220, 04350)

Unità alimentazione	Materialia contatto con il liquido	Codice ordi- nazione
FM 350 - DN 25	PVT	740325
FM 350 - DN 25	SST	740327
FM 350 - DN 25	SST (con 2 valvole compl.)	740329

Membrana di sicurezza a più strati

	Codice ordi- nazione
FM 130 (tipo: 16050, 16090, 16130)	1029771
FM 350 (tipo: 07120, 07220, 04350)	1033422

Nuovo

Nuovo

2.3 Pompe dosatrici a membrana Sigma/ 2

Membrana di dosaggio (vecchia versione)

	Codice ordi- nazione
Sigma con FM 130 ident-code: tipo 16050, 16090, 16130	792495
Sigma con FM 350 ident-code: tipo 07120, 07220, 04350	792496

Kit pezzi di ricambio per valvola di scarico integrata

Composto da due molle di compressione Hastelloy C e quattro O-ring FPM-A

	Materiali a contatto	Guarnizione	Codice ordi- nazione
ETS ÜV 4 bar	PVT/SST	FPM-A / EPDM	1031199
ETS ÜV 7 bar	PVT/SST	FPM-A / EPDM	1031200
ETS ÜV 10 bar	PVT	FPM-A / EPDM	1031201
ETS ÜV 16 bar	SST	FPM-A / EPDM	1031203

Olio per meccanismi

	Quantità	Codice ordi- nazione
Olio per meccanismi Mobilgear 639 VG 460	1	1004542

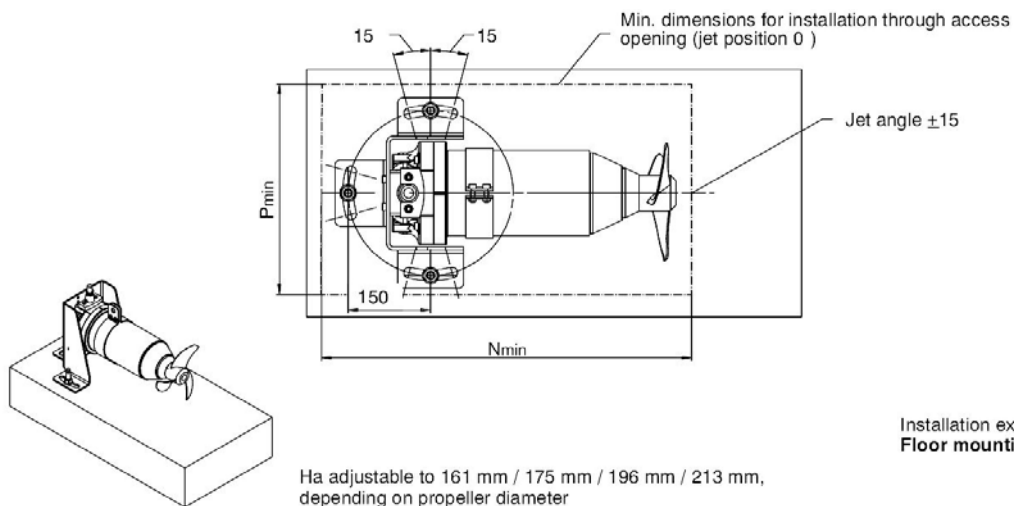
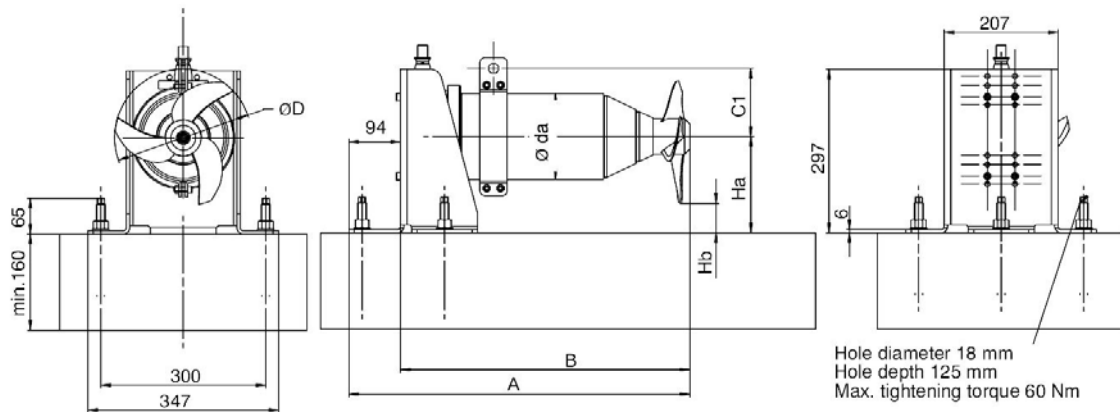
Dati motore

Lettera dell' Ident-code		Alimentazione elettrica		Note
S	3 ph, IP 55	220-240 V/380-420 V	50 Hz	0,25 kW
		250-280 V/440-480 V	60 Hz	0,25 kW
M	1 ph AC, IP 55	230 V ± 5%	50/60 Hz	0,18 kW
N	1 ph AC, IP 55	115 V ± 5%	60 Hz	0,18 kW
L1	3 ph, II2GEEexII T3	220-240 V/380-420 V	50 Hz	0,18 kW
L2	3 ph, II2GEEexdII CT4	220-240 V/380-420 V	50 Hz	0,18 kW con PTC, campo regolazione n° giri 1:5
P1	3 ph, II2GEEexII T3	250-280 V/440-480 V	60 Hz	0,18 kW
P2	3 ph, II2GEEexdII CT4	250-280 V/440-480 V	60 Hz	0,21 kW con PTC, campo regolazione n° giri 1:5
R	3 ph, IP 55	220-240 V/380-400 V	50 Hz	0,37 kW con PTC, campo regolazione n° giri 1:20 con ventilatore esterno 1 ph 230 V; 50/60 Hz
V0	1 ph, IP 55	230 V ± 5%	50/60 Hz	0,37 kW motore a velocità regolabile con convertitore di frequenza integrato

4 Mounting Standard Accessories 6

For permanent mounting of the mixer on the tank floor

Amamix 215, 300 (Size 400/500/600 on request)



Dimensions table

UG 1035496

Size	Dimensions [mm]									Weight of unit	
	A	B	C1	D	da	Ha	Hb	P _{min}	N _{min} ¹⁾	without stand [kg]	with stand [kg]
Amamix ...											
V 222 / 14 ..DG	560	466	124	~ 225	156	161	48,5	610	400	28	34
V 222 / 24 ..DG										30.5	36.5
V 233 / 24 ..DG											
V 235 / 24 ..MG											
C 222 / 14 ..DC	560	466	120	~ 225	148	161	48,5	610	400	30.5	36.5
C 222 / 24 ..MC										33	39
C 233 / 24 ..MC											
C 235 / 24 ..MC											
C 322 / 16 ..MG	538	444	124	~ 315	156	213	55.5	600	400	38	34
C 322 / 26 ..DG								660		48	54
C 324 / 26 ..DG	610	516									
C 335 / 26 ..DG											
C 322 / 16 ..MC	538	444	120	~ 315	148	213	55.5	600	400	34	40
C 322 / 26 ..MC								660		43	49
C 324 / 26 ..MC	610	516									
C 335 / 26 ..MC											

Extra weight for stand: 6 kg (if supplied pre-assembled)