

POLITECNICO DI MILANO

Scuola di Ingegneria Civile, Ambientale e Territoriale

Corso di studi in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio



Studio di impatto ambientale di un grande impianto di dissalazione ad osmosi inversa: focus su recupero energetico, scarichi a mare e LCA

Relatore: Prof. Renato Vismara

Correlatori: Prof. Giuseppe Passoni

Ing. Lucia Rigamonti

Tesi di laurea specialistica di

Ludovica Giorgetti

matricola 779257

Paola Capella

matricola 787404

Anno accademico 2012-2013

ABSTRACT

Il processo di dissalazione rappresenta attualmente un'importante fonte idrica alternativa per la produzione di acqua potabile, con una capacità installata a livello mondiale di 24,5 milioni m³/giorno. Gli impianti di notevoli dimensioni sono principalmente collocati nel Golfo Arabico, nel bacino del Mediterraneo e sulle coste australiane e californiane. Tra i metodi di dissalazione esistenti la tecnologia considerata più all'avanguardia prevede l'utilizzo di membrane ad osmosi inversa, con le quali è possibile abbattere del 43% circa i costi per la produzione di 1 m³ di acqua dissalata rispetto ai sistemi termici.

Nonostante l'installazione di impianti di dissalazione comporti dei benefici socio-economici, è necessario analizzare anche i potenziali effetti negativi sull'ambiente. Nello specifico, le principali criticità derivano dal fabbisogno energetico del processo stesso e dallo scarico a mare del concentrato salino.

Il presente lavoro di tesi rappresenta lo Studio d'Impatto Ambientale di un grande impianto di dissalazione ad osmosi inversa caratterizzato dalla produzione di 2.500 m³/h di acqua potabile e progettato per la città di Bari (Puglia), dove da tempo si sono riscontrati dei problemi di approvvigionamento idrico estivo. In particolare, oltre ad analizzare i possibili effetti di tale impianto su tutti i comparti ambientali, vengono condotti tre approfondimenti. In primo luogo viene esaminata l'introduzione di sistemi di recupero energetico, in modo da ridurre i consumi energetici sino a 2,5-3 kWh/m³. Viene inoltre effettuata una verifica del dimensionamento della condotta di scarico a mare, considerando i vincoli normativi ed ambientali vigenti nell'area d'indagine e sintetizzando diversi scenari attraverso opportuni indicatori. Infine viene eseguita una Life Cycle Analysis per confrontare due diverse tecnologie di pretrattamento adottabili, ovvero l'ultrafiltrazione e la filtrazione a sabbia.

ABSTRACT

Desalination represents an important alternative water source for the production of fresh water, with a worldwide installed capacity of 24,5 million m³/day. The largest plants are mainly located in the Arabian Gulf, in the Mediterranean Basin and on the Australian and Californian coastlines.

Among the existing methods of desalination, the best technology available involves the use of reverse osmosis membranes, through which it is possible to cut by 43% the costs for the production of 1 m³ of desalinated water compared to thermal systems.

Despite the socio-economic benefits the technology has to offer, concerns rise over potential negative impacts on the environment. Key issues are the energy demand of the processes and the concentrate discharge.

This thesis work represents the Environmental Impact Study of a large reverse osmosis desalination plant characterized by the production of 2.500 m³/h of fresh water and designed for Bari (Puglia), where there are problems of water supply. . In addition to analyzing the possible effects of this system on all the environmental compartments, this study concerns three focuses. First of all it considers the introduction of the energy recovery system, in order to reduce the energy consumption until 2,5-3 kWh/m³. Further it contains the design of the discharge pipeline for brine disposal, taking into account the location-specific standard quality limits and the environmental restriction connected to marine flora and fauna. Finally the work includes a Life Cycle Analysis to compare two pretreatment technologies, ultrafiltration and sedimentation-based system.

Indice

1. INTRODUZIONE.....	6
2. GLI IMPIANTI DI DISSALAZIONE: STATO DELL'ARTE	10
3. LO SCENARIO DI PROGETTO.....	15
4. QUADRO DI RIFERIMENTO PROGRAMMATICO E NORMATIVO.....	17
4.1. NORMATIVA REGIONALE	17
4.2. NORMATIVA ITALIANA	18
4.3. NORMATIVA INTERNAZIONALE	19
5. QUADRO DI RIFERIMENTO PROGETTUALE	23
5.1. UBICAZIONE DELL'IMPIANTO E ALTERNATIVE CONSIDERATE.....	25
5.2. DATI DI BASE DEL PROCESSO DI DISSALAZIONE	27
5.3. COMPONENTI PRINCIPALI DELL'IMPIANTO DI DISSALAZIONE	29
5.3.1. ALTERNATIVE DI INTAKE E DI SCARICO	29
5.3.2. PRETRATTAMENTI: SCENARI DI PROGETTO	39
5.3.3. UNITÀ DI OSMOSI INVERSA	55
5.3.4. POST-TRATTAMENTI E POTABILIZZAZIONE.....	63
5.4. PIANO DI CHIUSURA E DI DISMISSIONE DELL'IMPIANTO	67
6. USO OTTIMALE DELL'ENERGIA	69
6.1. BILANCIO ENERGETICO IN UN PROCESSO RO DOTATO DI ERD	71
6.2. VALUTAZIONE DEL CONSUMO ENERGETICO MINIMO TEORICO	73
6.3. IMPORTANZA DEL RECUPERO ENERGETICO.....	80
6.4. DISPOSITIVI DI RECUPERO ENERGETICO.....	82
6.4.1. CLASSIFICAZIONE	82
6.4.2. DISPOSITIVI CENTRIFUGHI	83
6.4.3. DISPOSITIVI ISOBARICI.....	93
6.4.4. ANALISI DELLE PRESTAZIONI E DELLE EFFICIENZE.....	104
6.5. ANALISI EXERGETICA	107
7. QUADRO DI RIFERIMENTO AMBIENTALE.....	113
7.1. INDIVIDUAZIONE E DELIMITAZIONE DELL'AREA D'INDAGINE.....	113

7.2. INQUADRAMENTO SOCIO-ECONOMICO	114
7.3. ANALISI DEGLI IMPATTI AMBIENTALI	115
7.3.1. IMPATTI SULLA QUALITÀ DELL'ACQUA	116
7.3.2. IMPATTI SU FAUNA E FLORA	120
7.3.3. IMPATTI ACUSTICI	123
7.3.4. IMPATTI SULL'USO DEL SUOLO.....	129
7.3.5. IMPATTI SUL PAESAGGIO E SUI BENI CULTURALI E PAESISTICI.....	135
7.3.6. IMPATTI GEOLOGICI E IDROGEOLOGICI	138
7.3.7. IMPATTI SULLA QUALITÀ DELL'ARIA.....	139
7.4. MISURE DI MITIGAZIONE DEGLI IMPATTI.....	142
8. LA CONDOTTA DI SCARICO A MARE.....	144
8.1. CLIMA METEOMARINO DELL'AREA DI STUDIO	144
8.1.1. CLIMA ANEMOMETRICO.....	144
8.1.2. CLIMA METEOMARINO AL LARGO	146
8.1.3. CLIMA METEOMARINO AL FRANGIVENTO.....	148
8.1.3. CORRENTI.....	151
8.2. SOLUZIONI PROGETTUALI VOLTE ALLA RIDUZIONE DEGLI IMPATTI CAUSATI DAL CONCENTRATO SALINO.....	155
8.3. VERIFICA DEL SITO IDONEO PER LO SCARICO A MARE	158
8.3.1. BRINE DISCHARGE CALCULATOR	162
8.3.2. CORMIX: SIMULAZIONE DEL TRASPORTO DELLA SALAMOIA.....	173
8.4. CONCLUSIONI DEL DIMENSIONAMENTO DELLA CONDOTTA A MARE.....	202
9. LA CONDOTTA DI INTAKE	204
9.1. SCELTA DELLA SOLUZIONE PROGETTUALE IDONEA	204
9.2. INTERAZIONE CON L'OPERA DI SCARICO	205
9.3. DIMENSIONAMENTO DEL SISTEMA DI INTAKE	206
10. LCA: CONFRONTO FRA DUE TECNOLOGIE DI PRETRATTAMENTO.....	211
10.1. LCA CON IL SOFTWARE SIMAPRO 7.0.....	214
10.1.1. CARATTERISTICHE DEL SOFTWARE.....	214
10.1.2. DATABASE UTILIZZATI.....	215
10.2. DEFINIZIONE DELL'OBIETTIVO DELLO STUDIO.....	216

10.3. ANALISI DI INVENTARIO.....	221
10.4. VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI.....	231
10.5. INTERPRETAZIONE DEI RISULTATI.....	235
10.6. CONCLUSIONI DELL'ANALISI LCA	245
11. CONCLUSIONI	247
12. BIBLIOGRAFIA	251

1. INTRODUZIONE

Esistono molte regioni nel mondo dove la carenza di acqua potabile da fonti terrestri non è trascurabile, inoltre il ricorso a fonti lontane dall'utenza è costoso o impraticabile.

Negli ultimi cinquant'anni è diventato economicamente e tecnicamente conveniente ottenere acqua potabile da acqua di mare ricorrendo a vari processi di trattamento, fra cui la dissalazione. A tal proposito, le principali tecnologie di dissalazione utilizzate sono:

- Multi-stage flash Distillation (MSF);
- Multiple-effect Distillation (MED);
- Processo ad osmosi inversa (RO).

La capacità installata a livello mondiale, considerando le tre alternative d'impianto, è di circa 24,5 milioni m³/giorno di acqua potabile (*S. Lattemann, T. Höpner, 2008*). Il maggior numero d'impianti di dissalazione si trova nel Golfo Arabico con una capacità totale di circa 11 milioni di m³/giorno, ossia poco meno della metà della produzione mondiale giornaliera. I principali produttori di acqua dissalata sono gli Emirati Arabi Uniti, l'Arabia Saudita e il Kuwait; si tratta infatti di zone aride dove la domanda di acqua potabile è sempre stata superiore all'effettiva disponibilità.

Tuttavia la continua crescita della popolazione mondiale ha portato alla necessità di disporre di una maggior quantità di acqua anche nelle zone dove il clima è più favorevole, ma, a causa di continui prelievi o di attività antropiche inquinanti, le falde acquifere o le acque superficiali non sono più completamente idonee alla produzione di acqua destinata al consumo umano. Ciò ha provocato un forte sviluppo della tecnologia di dissalazione anche sulle coste del Mar Mediterraneo, come visibile da Figura 1.1.

Nel bacino del Mediterraneo infatti la produzione totale di acqua dissalata è di circa 4,2 milioni di m³/giorno, ovvero il 17% della produzione mondiale giornaliera. Nello specifico la Spagna con il 7% della produzione mondiale ne è il maggior produttore.

A differenza della regione del Golfo Arabico, dove circa il 90% della produzione avviene tramite processi termici (MSF e MED), la tecnologia più diffusa nell'area del Mediterraneo è la dissalazione per osmosi inversa; in particolare in Spagna circa il 95% degli impianti utilizzano membrane RO (*S. Lattemann, T. Höpner, 2008*).

Il processo di dissalazione per la produzione di acqua potabile si sta sviluppando anche in altre regioni del globo: in California vi è un progetto per la costruzione entro il 2030 di impianti con una capacità complessiva di 2 milioni di m³/giorno, in Cina si parla di 1 milione di m³/giorno, mentre in Australia il solo impianto di Perth presenta una produzione giornaliera di 144.000 m³/giorno (*S. Lattemann, T. Höpner, 2008*), inoltre sono in fase di realizzazione altri cinque impianti di dimensioni analoghe.

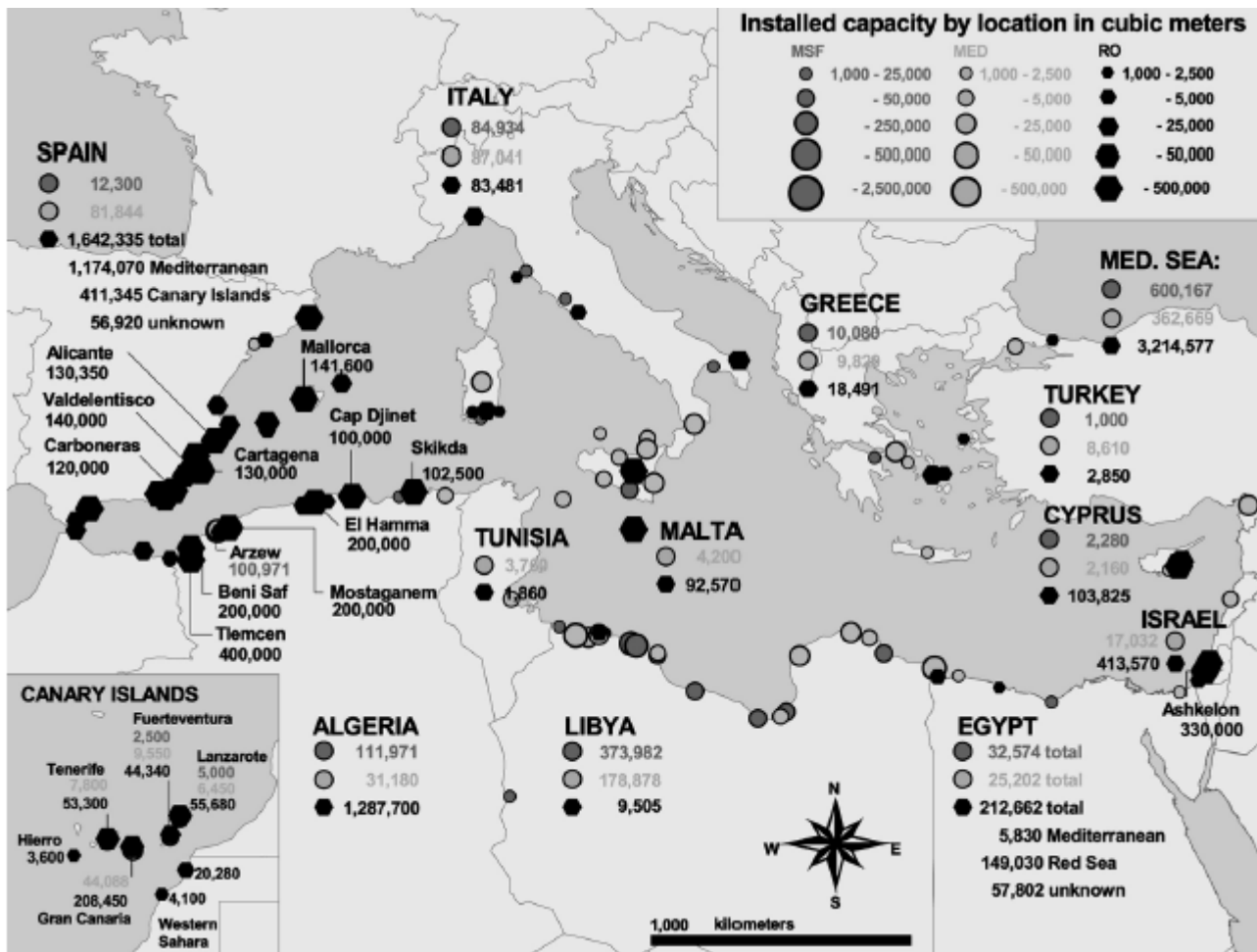


Figura 1.1 – Impianti di dissalazione installati nel Mar Mediterraneo includendo anche quelli in progetto o in via di costruzione. Nello specifico la figura evidenzia la presenza di dissalatori Multi-Stage Flash Distillation, Multiple-effect Distillation ed a membrana RO; tuttavia si evince che nel Mediterraneo la tecnologia più diffusa è proprio l’osmosi inversa (S. Lattemann, T. Höpner, 2008).

Sebbene la dissalazione di acqua di mare offra un’ampia gamma di benefici socio-economici, garantendo una fornitura costante di acqua potabile di alta qualità senza compromettere le falde acquifere e gli ecosistemi naturali di acqua dolce, vi sono delle criticità legate ai possibili impatti ambientali negativi. Quest’ultimi sono principalmente dovuti allo scarico di concentrato salino e di agenti chimici in mare, che vanno ad intaccare la qualità e la vita dell’ambiente marino, e all’inquinamento atmosferico, dovuto alla forte richiesta di energia del processo stesso. Ciò spiega la necessità di effettuare una Valutazione d’Impatto Ambientale ogni qualvolta vi sia in progetto un impianto di dissalazione, in modo da identificare tutti gli impatti potenziali e mettere in atto azioni di mitigazione adeguate.

Il presente lavoro si propone di effettuare lo Studio d’Impatto Ambientale (SIA) di un grande impianto di dissalazione ad osmosi inversa; nello specifico si fa riferimento allo scenario ambientale e climatico proprio della città di Bari (Puglia), in quanto all’interno del Piano d’Ambito della regione Puglia è stata evidenziata la necessità di disporre di tecnologie alternative per la produzione di acqua potabile, in modo da ridurre i prelievi in falda.

Lo SIA è strutturato secondo i seguenti quadri di riferimento:

- *Quadro di riferimento programmatico*: nel quale vengono descritti i piani e i programmi vigenti nell'area in esame e prodotti nel tempo da vari Enti territoriali, quali Regione, Provincia e Comuni. Questo quadro consente di comprendere le relazioni esistenti tra le azioni di progetto e gli strumenti urbanistici presenti sul territorio. In particolare, essendo la dissalazione ad osmosi inversa una tecnologia ancora non molto sviluppata in Italia, si prende in considerazione anche la normativa a livello internazionale come riferimento per la progettazione dell'impianto in questione;
- *Quadro di riferimento progettuale*: nel quale vengono elencate le principali alternative di progetto per poi scegliere quella migliore sulla base delle caratteristiche sitospecifiche e procedere quindi al dimensionamento di tutte le opere da realizzare;
- *Quadro di riferimento ambientale*: nel quale vengono analizzati tutti i potenziali impatti ambientali derivanti dall'implementazione di un impianto di dissalazione ad osmosi inversa durante la fase di cantiere, di esercizio e di dismissione dell'impianto stesso. Vengono quindi descritti in ordine d'importanza gli impatti sulla qualità dell'acqua, su fauna e flora, sul clima acustico, sull'uso del suolo, sul paesaggio, sull'assetto geologico ed idrogeologico e sulla qualità dell'aria.

Gli impianti di dissalazione ad osmosi inversa sono generalmente costituiti dalle unità di seguito elencate e schematizzate in Figura 1.2:

- Opere di presa (intake);
- Pretrattamenti;
- Sezione di osmosi inversa (RO);
- Recupero energetico;
- Post-trattamenti;
- Scarico a mare della salamoia prodotta.

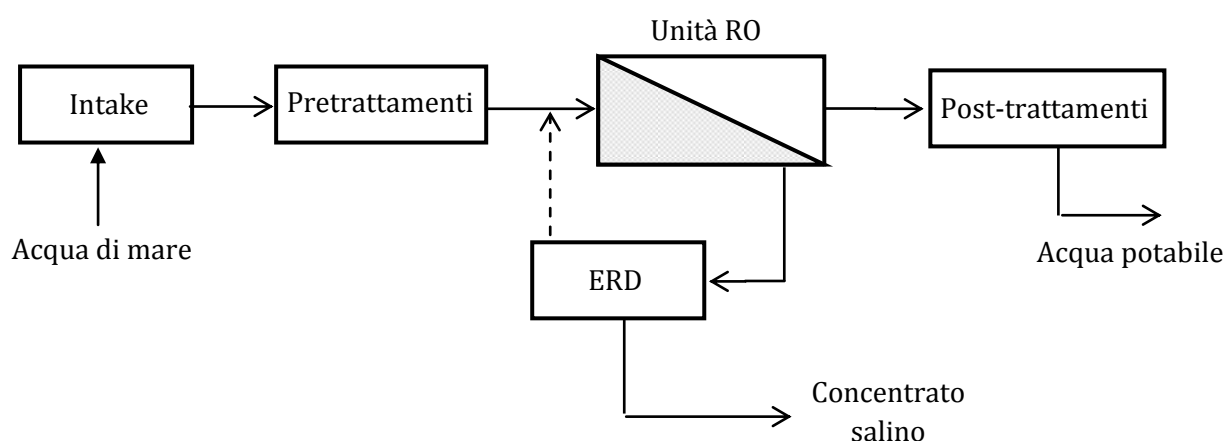


Figura 1.2 – Schema delle principali unità di cui è costituito un impianto di dissalazione ad osmosi inversa, ovvero opere di presa, pretrattamenti, sezione di osmosi inversa, strumenti di recupero energetico, post-trattamenti e opere di scarico a mare della salamoia prodotta.

L'acqua di mare, prelevata attraverso l'opera di presa più idonea, viene innanzitutto pretrattata in modo da mitigare gli effetti negativi dovuti al fenomeno di fouling e alimentare all'unità RO un'acqua di miglior qualità. Dopo i pretrattamenti l'acqua giunge sotto pressione alle membrane di osmosi inversa, dove parte di essa permea formando la cosiddetta acqua dissalata, mentre la restante parte va a costituire la salamoia, ovvero l'acqua di scarto ad elevata salinità. Il permeato così prodotto presenta un carattere aggressivo nei confronti delle tubazioni della rete idrica di distribuzione, in quanto caratterizzato da bassi valori di alcalinità, di pH e di contenuto salino. È perciò necessario sottoporre l'acqua dissalata a post-trattamenti prima di immetterla nella rete di adduzione all'utenza, in modo da minimizzarne la corrosività.

Il concentrato salino prodotto dal processo di dissalazione è caratterizzato da una pressione elevata; possiede quindi energia che può essere recuperata tramite dispositivi di recupero energetico (Energy Recovery Devices, ERD). Soltanto dopo il recupero di tale energia la salamoia viene scaricata a mare tramite apposita condotta.

Obiettivi del lavoro

All'interno del presente lavoro di tesi vengono approfonditi tre degli aspetti del processo di dissalazione appena descritto, ossia:

- Energy Recovery Devices (ERD): l'utilizzo di dispositivi di recupero energetico ha consentito di ridurre in maniera considerevole il costo della produzione di acqua dissalata, in quanto il fabbisogno energetico rappresenta circa il 40-50% del costo totale. Nel capitolo riguardante l'uso ottimale dell'energia viene riportata una carrellata, con relativa descrizione, di tutti i principali ERD impiegati in impianti di dissalazione ad osmosi inversa, per poi effettuare un confronto ed un'analisi delle prestazioni e delle efficienze;
- Condotta di scarico a mare: lo smaltimento della salamoia in mare tramite apposita condotta rappresenta lo stadio più delicato del processo di dissalazione dal punto di vista ambientale, in quanto va ad intaccare l'ambiente marino. Ci si propone quindi di determinare la soluzione tecnica più adatta analizzando il clima meteomarinico e la batimetria dell'area in esame e di dimensionare la condotta di scarico rispettando i vincoli ambientali e normativi vigenti.
- Sistemi di pretrattamento: fra le tecnologie di pretrattamento a disposizione per impianti di dissalazione RO si è scelto di comparare l'implementazione di due alternative: il filtro a sabbia e l'ultrafiltrazione. In particolare per effettuare un confronto fra questi due sistemi è stata sviluppata l'analisi LCA (Life Cycle Analysis), che consente di determinare gli impatti ambientali a larga scala di un processo "dalla culla alla tomba" esaminandone ogni fase, dall'estrazione delle materie prime allo smaltimento a fine vita.

2. GLI IMPIANTI DI DISSALAZIONE: STATO DELL'ARTE

Oggigiorno le principali alternative applicabili per la dissalazione di acqua di mare in impianti di medio-grandi dimensioni si distinguono in metodi termici e metodi a membrana.

Metodi termici

I metodi termici operano il processo di dissalazione imponendo l'evaporazione dell'acqua prelevata dal mare: ciò provoca la separazione tra vapore e solidi disciolti sulla base dei differenti punti di ebollizione. Raccogliendo e condensando il vapore generato si produce quindi il flusso di permeato. Queste tecniche vengono adoperate già da diversi decenni; tra di esse si annoverano il Multi-Stage Flash (MSF) e il Multiple-Effect Distillation (MED).

Poiché la richiesta di energia termica è rilevante, queste tecnologie sono utilizzate soprattutto in quelle nazioni in cui il costo del combustibile è basso. Inoltre occorre sottolineare che viene spesso adottato lo schema di impianto combinato di produzione di energia elettrica ed acqua dissalata, sfruttando i rilasci termici della centrale di generazione di elettricità.

La tecnica MSF prevede che l'acqua di alimento al processo venga preriscaldata da una fonte esterna di vapore (in genere una centrale di potenza) sino ad una temperatura di circa 90°C, per poi fluire all'interno della camera di vaporizzazione istantanea (denominata appunto "flash"). In queste condizioni il flusso ha una pressione inferiore rispetto a quella ambientale, pertanto evapora; la frazione rimasta sul fondo della camera flash viene estratta come salamoia. L'acqua evaporata condensa sulla superficie dei tubi di preriscaldamento e viene raccolta generando il permeato. La configurazione attualmente più diffusa ed efficiente è quella multistadio: si dispone di più camere di vaporizzazione poste in serie, operanti a temperatura e pressione decrescenti, cosicché la temperatura in ogni camera si mantenga sempre superiore al punto di ebollizione relativo alla pressione registrabile nella stessa. In Figura 2.1 è riportato uno schema del processo di dissalazione e espansioni multiple (Multi-Stage Flash).

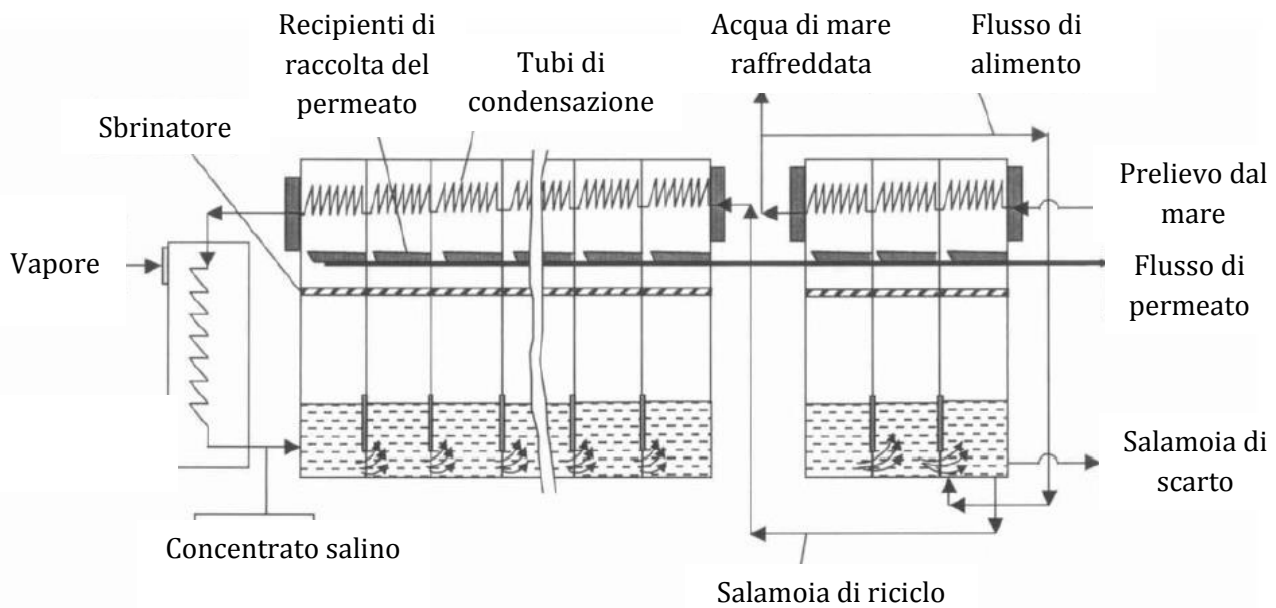


Figura 2.1 - Schema del processo di dissalazione a espansioni multiple (Multi-Stage Flash): questo metodo prevede che l'acqua di alimento al processo venga preriscaldata da una fonte esterna di vapore, per poi fluire all'interno della camera di vaporizzazione istantanea (denominata appunto Flash). In queste condizioni il flusso ha una pressione inferiore rispetto a quella ambientale, pertanto evapora; la frazione rimasta sul fondo della camera Flash viene estratta come salamoia. L'acqua evaporata condensa sulla superficie dei tubi di preriscaldamento e viene raccolta generando il permeato.

Il metodo MED, essendo anch'esso di tipo termico, si basa su un principio fisico analogo alla tecnica MSF.

La differenza consiste nello strumento utilizzato per separare il flusso idrico dai solidi in esso disciolti: ci si avvale infatti di un reattore detto "effetto". Sulla sommità dell'effetto è presente una camicia a fasci tubieri. All'interno dei tubi il vapore prodotto nell'effetto precedente viene condensato: mediante il processo di condensazione viene ceduto calore all'acqua grezza di alimento, fornendole energia per la vaporizzazione. Il vapore così prodotto è condensato all'interno dei fasci dell'effetto successivo; in questo modo si procede fino ad arrivare all'ultimo effetto. L'acqua condensata viene poi raccolta e costituisce il flusso di permeato generato mediante il processo MED. La salamoia originata da un effetto diviene l'acqua di alimento all'effetto successivo.

Occorre però segnalare che tale tecnica non è applicabile nel caso di impianti di medio-grandi dimensioni. In Figura 2.2 è illustrato lo schema del processo a multipli effetti (Multiple-Effect Distillation).

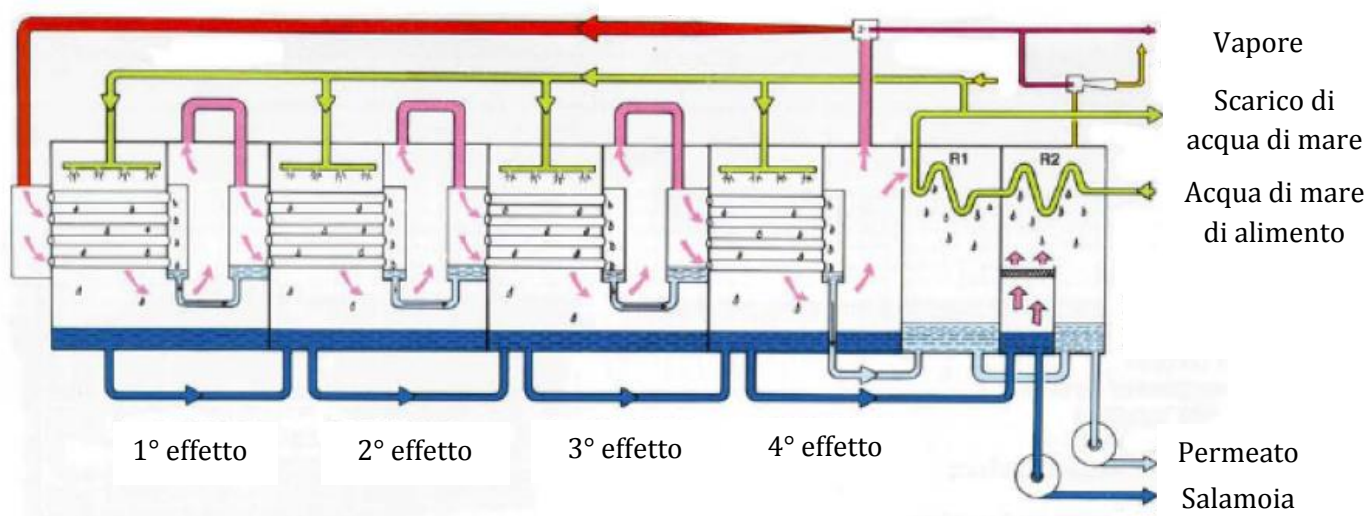


Figura 2.1 - Schema del processo di dissalazione a multipli effetti (Multiple-Effect Distillation): questa tecnica prevede l'impiego di un reattore, denominato effetto, per operare la separazione tra il flusso idrico e i solidi in esso disciolti. Sulla sommità dell'effetto è presente una camicia a fasci tubieri: all'interno di essi il vapore prodotto nell'effetto precedente viene condensato e si cede perciò calore all'acqua grezza di alimento, fornendole energia per la vaporizzazione. Il vapore così prodotto è condensato all'interno dei fasci dell'effetto successivo; in questo modo si procede fino ad arrivare all'ultimo effetto.

I vantaggi che caratterizzano i metodi termici consistono tipicamente nel ridottissimo contenuto di sali e di altri solidi all'interno del permeato, nell'entità limitata dei pretrattamenti da adottare e nella possibilità di applicazione anche a impianti ad elevata capacità. Inoltre in una situazione ideale di assenza di indesiderati fenomeni di trascinamento della salamoia nella camera di vaporizzazione, la qualità del permeato non dipende dalla qualità dell'acqua di alimento.

I processi termici non sono particolarmente soggetti al fenomeno di fouling e sono perciò utilizzati anche in casi in cui la salinità del acqua prelevata sia molto elevata. Tuttavia i dispositivi dell'impianto sono spesso suscettibili ad incrostazione e corrosione; ne consegue la necessità di pretrattamenti puramente chimici (e non fisici) aventi l'obiettivo di contenere tali fenomeni mediante l'azione di opportuni agenti chimici.

Per contro, la principale condizione sfavorevole dei processi termici riguarda gli ingenti consumi energetici, sia dal punto di vista termico sia da quello elettrico.

Metodi a membrana

Tra i metodi a membrana, l'osmosi inversa è l'unico applicabile a impianti di grandi dimensioni; infatti l'elettrodialisi non è oggi considerata adeguata a trattare grandi portate di alimento.

Nel processo a osmosi inversa la separazione tra l'acqua e le sostanze in essa disciolte è effettuata avvalendosi di una membrana semi-permeabile, inserita tra due comparti. Il flusso idrico di alimento, sotto l'effetto di un'elevata pressione, scorre dal comparto ad elevata salinità a quello a bassa salinità, invertendo la tendenza naturale all'equilibrio termodinamico.

Nel caso di filtrazione a membrana la salinità del permeato corrisponde ad una data percentuale, tipicamente inferiore al 1%, dei solidi totali sospesi del flusso di alimento: si può quindi affermare che la qualità del prodotto finito è funzione della qualità dell'alimento.

Essendo il processo di separazione unicamente di tipo meccanico, la variazione di temperatura del permeato rispetto alla portata di alimento è pressoché nulla: ciò risulta un vantaggio in particolare se il prodotto dell'impianto è da destinarsi ad uso potabile.

Occorre però ricordare che le membrane sono spesso suscettibili a fenomeni di fouling e di incrostazioni provocate dalla precipitazione di sali poco solubili: si rendono perciò necessari dei pretrattamenti non solo chimici, bensì anche fisici.

Ciononostante, l'osmosi inversa è il metodo che può vantare il maggior numero di implementazioni sia attualmente sia nel breve-medio termine.

Gli aspetti oggi più innovativi relativamente ai dissalatori dotati di tecnologia RO sono suddivisibili in due categorie:

- Innovazioni legate alla progettazione dell'impianto;
- Sviluppi legati ai consumi energetici.

Relativamente ai progressi più strettamente progettuali dei dissalatori, di fondamentale importanza risultano i cosiddetti dispositivi di recupero energetico (ERD). La sfida odierna consiste nella costruzione di macchinari che rendano possibile l'abbattimento della barriera che impone un consumo energetico specifico minimo pari a 2 kWh/m³. Per ora si è riusciti a scendere sotto tale valore solo in impianti sperimentali.

Bisogna inoltre tenere presente che nuove sperimentazioni hanno consentito di verificare la convenienza di sistemi RO strutturati su due step di filtrazione.

Per quanto riguarda i pretrattamenti, sono al momento allo studio gli effetti di alcuni agenti chimici, quali il solfato di bario e di stronzio, che potrebbero essere in grado di inibire il fenomeno di fouling e di ottimizzare i lavaggi.

È infine doveroso citare le innovazioni legate alle fonti di energia. Poiché i processi di dissalazione sono caratterizzati da rilevanti consumi energetici, lo sviluppo di sistemi che riescano ad utilizzare fonti rinnovabili è di notevole interesse.

Molte delle possibili combinazioni tra dissalazione e fonti di energia rinnovabili (denominate RES-DES) sono state messe in pratica in impianti-pilota.

Dissalatori commerciali di tipo termico che sfruttano fonti di energia rinnovabile sono stati effettivamente realizzati, anche se occorre sottolineare il fatto che le capacità degli impianti costruiti sono ridotte. Molto spesso inoltre si tratta di applicazioni legate ai settori Research & Development di alcune delle maggiori imprese impegnate nel settore.

Per quanto concerne la tecnologia RO, è stato dimostrato che l'energia eolica risulta la più appropriata, nonché la più conveniente, per alimentare questo tipo di impianti. L'uso di sistemi fotovoltaici è consigliabile solo nel caso in cui i dissalatori siano di dimensioni ridotte, mentre l'impiego di energia solare termica può risultare adeguato anche per installazioni con capacità maggiori.

Confronto tra le tecnologie MSF e RO

Per il dissalatore simulato di Bari si assume una capacità di 2.500 m³/h; esso è quindi ascrivibile alla categoria di impianti di medio-grandi dimensioni.

Per tali impianti i metodi di dissalazione applicabili sono solo due: la tecnica termica a espansioni multiple (MSF) e quella ad osmosi inversa.

In Tabella 2.1 si riporta quindi un confronto tra le due alternative.

Tabella 2.1 – Confronto tecnico tra le alternative di dissalazione di acqua di mare applicabili per impianti di medio-alta capacità, ossia osmosi inversa (RO) e dissalazione termica a espansioni multiple (MSF).

Parametro di confronto	Multi-Stage Flash (MSF)	Osmosi inversa (RO)
Salinità del permeato [g/L]	< 0,01	< 0,5
Temperatura del permeato	>> T _{ambiente}	= T _{ambiente}
Pretrattamenti	Moderati	Ingenti
Costi di installazione	Alti	Medio-bassi
Coefficiente di recovery (rapporto tra flusso di permeato e di alimento) [%]	10 - 25	40 - 45
Tipo di energia consumata	En. termica + En. elettrica	En. elettrica
Consumo specifico di energia termica [kWh/m ³]	12	-
Consumo specifico di energia elettrica [kWh/m ³]	3 - 6	2,5 - 4

Sebbene il metodo MSF produca un permeato caratterizzato da una minore concentrazione di sali pur avvalendosi di pretrattamenti di entità modesta, la tecnologia a osmosi inversa risulta più conveniente sia sotto il profilo economico (i costi di installazione sono limitati), sia dal punto di vista energetico. Infatti la tecnica RO evita il consumo di energia termica e quello di energia elettrica risulta comunque inferiore, anche grazie al maggiore coefficiente di recovery applicabile.

Inoltre il permeato del processo MSF fuoriesce dall'impianto a circa 30°C, indipendentemente dalla stagione: di conseguenza tale effluente presenta una temperatura di 5-7°C superiore nello scenario estivo e di approssimativamente 20°C maggiore in quello invernale rispetto alle condizioni ambientali. Ciò risulta uno svantaggio rilevante poiché il prodotto deve essere addotto alla rete idrica di approvvigionamento potabile.

3. LO SCENARIO DI PROGETTO

Come noto, la Puglia è una delle regioni d'Italia che più di frequente si trova costretta ad affrontare periodi di emergenza idrica, a causa delle sue caratteristiche geomorfologiche ed idrologiche.

Il Ministero dell'Interno, con l'ordinanza del 22 marzo 2002, ha conferito al Presidente della Regione Puglia l'incarico di avviare tutte le iniziative volte a fronteggiare la grave situazione di crisi idrica.

In data 30 ottobre 2002 è stato quindi redatto il Piano d'Ambito, all'interno del quale sono state esaminate le fonti di acqua potabile disponibili e vengono stabilite una serie di disposizioni urgenti atte a superare le criticità di approvvigionamento della regione. Tra gli interventi prioritari si cita la costruzione di tre dissalatori e delle relative condotte di collegamento alla rete idrica regionale; si prevede infatti il ricorso a fonti non convenzionali, quali l'utilizzo di acqua di mare o di acque salmastre. Nello specifico i dissalatori sarebbero stati realizzati nei territori di Bari, Brindisi e Manduria. Tali dissalatori avrebbero dovuto intervenire nel breve e medio periodo con dismissione prevista nel 2020.

In particolare per la città di Bari la scelta era motivata dalla necessità di ridurre i prelievi dalla falda acquifera attraverso la produzione di 2.500 m³/h di acqua dissalata resa potabile.

Alla presa di coscienza dell'esigenza di disporre di fonti di approvvigionamento alternative è seguito nel 2003 l'Accordo di Programma Quadro, sottoscritto tra Stato e Regione, per la realizzazione del dissalatore nel territorio barese da parte della società AQP Spa (Acquedotto Pugliese).

Nel 2005 è stato redatto il progetto preliminare dell'impianto, corredato dallo Studio d'Impatto Ambientale, ovvero un documento tecnico avente l'obiettivo di valutare la compatibilità dell'opera con il contesto ambientale. Successivamente, nel dicembre dello stesso anno, è stata indetta la Conferenza dei Servizi per esaminare il suddetto progetto preliminare. Tale conferenza è stata però sospesa, al fine di consentire i necessari approfondimenti da parte di AQP a seguito delle criticità, perlopiù riguardanti la localizzazione dell'impianto, formulate dai Comuni interessati. Purtroppo a causa delle problematiche emerse, le risorse assegnate nei tempi previsti dal POR (Programma Operativo Regionale) Puglia 2000-2006 non potevano essere utilizzate e sono quindi state riallocate.

Nonostante la mancanza delle risorse economiche previste, si sono tenuti diversi incontri per esaminare gli studi di fattibilità ed individuare nuovi siti idonei, in modo da consentire un'eventuale futura riapertura della Conferenza dei Servizi.

Nello specifico per il dissalatore di Bari l'Amministrazione comunale, pur condividendo la scelta del nuovo sito, ne evidenziava il contrasto con la destinazione assegnata dal PRG (Piano Regolatore Generale). Inoltre l'Autorità di Bacino invitava AQP a valutare la scelta dell'ubicazione non solo in base al criterio del risparmio gestionale, ma anche secondo quello di riduzione dell'impatto negativo dell'installazione, posto che la stessa sarebbe stato posizionata all'interno dell'area industriale di Bari.

AQP Spa, a seguito delle difficoltà emerse a livello normativo, ha preso atto dell'impossibilità di procedere con la realizzazione del dissalatore di Bari; di conseguenza nel 2010

l'amministrazione precedente, valutando le specifiche risultanze della Conferenza dei Servizi, ha concluso il procedimento con esito sfavorevole alla costruzione dell'impianto. La problematica relativa all'approvvigionamento di acqua potabile non è però ancora stata risolta, come evidenzia il Bollettino ufficiale della Regione Puglia numero 161 dell'8 novembre 2012.

4. QUADRO DI RIFERIMENTO PROGRAMMATICO E NORMATIVO

Con il quadro di riferimento programmatico e normativo ci si pone l'obiettivo d'individuare le prescrizioni vigenti nell'area interessata dalla realizzazione del progetto in esame.

Nello specifico è stata effettuata una ricerca approfondita sulle norme relative agli impatti ambientali provocati per lo più dallo scarico a mare del concentrato salino. In primo luogo è stata consultata la normativa d'interesse a livello regionale, per poi passare al panorama legislativo italiano e successivamente al contesto internazionale.

4.1. NORMATIVA REGIONALE

Essendo il progetto relativo alla realizzazione di un grande impianto di dissalazione ad osmosi inversa collocato all'interno della città di Bari, risulta ragionevole esaminare dapprima la legislazione regionale nell'ottica di condurre un approccio down-top.

L'impatto ambientale più rilevante dovuto alla presenza di un impianto di dissalazione ad osmosi inversa è lo scarico a mare di concentrato salino, che può provocare variazioni significative della salinità del corpo idrico recettore danneggiandone l'ambiente marino. Di conseguenza vengono analizzate le normative vigenti nella regione Puglia che potrebbero includere vincoli o specifiche relativi allo scarico a mare di salamoia.

A tal proposito sono stati consultati i seguenti piani:

- Piano di tutela delle acque: piano di settore specifico contenente gli obiettivi di qualità e gli interventi volti alla protezione delle acque superficiali e sotterranee;
- Piano di bacino: piano che sancisce gli interventi per la disciplina, il controllo, la salvaguardia, la regolarizzazione dei corsi d'acqua e la sistemazione sia dei versanti sia delle aree instabili a protezione delle abitazioni e delle infrastrutture;
- Piano regionale delle coste: piano con la finalità di disciplinare e monitorare la qualità ambientale del litorale e di regolamentare l'uso turistico-balneare delle coste;
- Piano d'Ambito: piano finalizzato ad individuare interventi specifici volti a risolvere in modo strutturale le criticità legate a fabbisogno, disponibilità e qualità delle risorse idriche regionali.

Dalla disamina dei piani sopra citati si evince che il tema della dissalazione viene trattato solo marginalmente, senza nessun riferimento quantitativo specifico per limitare o regolare gli impatti ambientali derivanti dallo scarico a mare della salamoia. I risultati di tale indagine sono stati riassunti in Tabella 4.1.1.

Tabella 4.1.1 – Riassunto delle indicazioni rintracciate nel Piano di tutela delle acque, nel Piano di bacino, nel Piano regionale delle coste e nel Piano d'Ambito relative al processo di dissalazione.

Piano	Indicazioni/specifiche qualitative	Vincoli quantitativi
Piano di tutela delle acque	Non presente	Non presente
Piano di bacino	Non presente	Non presente
Piano regionale delle coste	Non presente	Non presente
Piano d'Ambito	È prevista la realizzazione di due dissalatori, rispettivamente a Bari e a Brindisi, per ovviare alle criticità di approvvigionamento di acqua potabile riscontrate all'interno delle regione.	Non presente

Come si evince dalla Tabella 4.1.1 l'unico piano che affronta il tema della realizzazione di un impianto di dissalazione è il Piano d'Ambito, il quale però non fornisce né limiti né vincoli quantitativi che possano essere presi come riferimento nella progettazione dello stesso. Risulta quindi necessario vagliare la normativa a livello nazionale.

4.2. NORMATIVA ITALIANA

Per quanto riguarda la normativa a livello nazionale si fa riferimento al Testo Unico sull'Ambiente, dove vengono elencate tutte le norme vigenti in materia ambientale. Tali norme sono state emanate attraverso il Decreto Legislativo n. 152 del 2006, entrato in vigore il 29 aprile del 2006.

Da letteratura è noto che la tipologia d'impianto in questione provoca significativi impatti principalmente sull'ambiente marino, a causa del concentrato salino scaricato a mare. Purtroppo all'interno del D. Lgs. 152/2006 non è presente nessuna norma specifica per lo scarico proveniente da dissalatori; per questo motivo è necessario ricercare più in generale i limiti che riguardano il parametro salinità.

A tal proposito, nella sezione dedicata alla tutela delle acque dall'inquinamento (Parte III, Sezione II del decreto legislativo in questione) ed in particolare negli articoli 87 e 88, si tratta l'accertamento della qualità delle acque costiere destinate alla vita dei molluschi, specificandone i requisiti qualitativi anche in termini di salinità.

In Tabella 4.2.1 viene riportato lo standard qualitativo d'interesse ripreso dalla Sezione C dell'Allegato 2.

Tabella 4.2.1 – Standard qualitativo relativo alla variazione di salinità del corpo idrico recettore in modo da garantire la conformità delle acque alla vita dei molluschi. Tale limite è stato tratto dall'Allegato 2, Sezione C del Decreto legislativo 152/2006, Testo Unico sull'Ambiente.

Parametro	Unità di misura	Limite legislativo	Frequenza minima di campionamento e di misura
Salinità	%	La variazione di salinità provocata da uno scarico non deve superare, nelle acque destinate alla vita dei molluschi ed influenzate da tale scarico, $\pm 10\%$ la salinità misurata nelle acque non influenzate	Mensile

In aggiunta sono stati visionati anche gli Allegati 6 e 7 alla Parte III del testo Unico sull'Ambiente, in quanto contenenti gli elenchi relativi alle zone considerate sensibili o vulnerabili, soggette quindi a limiti legislativi più restrittivi. In questo modo è stato verificato che l'area appartenente al comune di Bari, interessata dalla realizzazione di un grande impianto di dissalazione ad osmosi inversa, non è citata in nessuna di queste liste.

In ogni caso, a causa della mancanza di una legislazione italiana specifica per lo scarico di concentrato salino proveniente da un impianto di dissalazione RO, si ritiene opportuno consultare la normativa vigente a livello internazionale, facendo riferimento in maniera particolare alle nazioni in cui sono stati costruiti impianti di dimensioni maggiori o paragonabili a quello in esame.

4.3. NORMATIVA INTERNAZIONALE

Le normative internazionali, contrariamente al contesto italiano, prendono in considerazione almeno parzialmente le problematiche derivanti da impianti di dissalazione.

La maggior parte delle direttive si focalizza sugli impatti dati dallo scarico del concentrato salino sul corpo idrico recettore. In particolare il principale effetto sulla qualità dell'acqua provocato da tale scarico riguarda l'incremento di salinità, indotto prevalentemente nell'area in prossimità dello sbocco di salamoia.

Le specifiche di regolamentazione prescritte dalle diverse nazioni non sono omogenee tra loro, ma quasi tutte condividono due elementi-chiave: da una parte l'imposizione di un limite sull'eccesso di salinità prodotto, dall'altra un punto di conformità espresso come distanza dallo scarico.

Il limite sulla salinità è in genere formulato come un incremento compreso tra 1 e 4 g/L rispetto alla concentrazione salina media dell'acqua di mare nell'area di interesse. Solo raramente il limite è espresso come massimo valore di salinità rilevabile nel corpo idrico recettore.

Il punto di conformità per il vincolo sull'eccesso di salinità corrisponde al confine della Mixing Zone¹, che solitamente è definita in termini di distanza prefissata dallo scarico in un range tra

¹ Regione del corpo idrico recettore dove si verifica il processo di diluizione iniziale della salamoia ed entro quale devono essere rispettati gli standard di qualità definiti dalla normativa del nazione in questione, in modo da prevenire impatti dannosi sull'ambiente acquatico dovuti all'effluente scaricato.

50 e 300 m. In Tabella 4.3.1 sono elencati i vari limiti normativi in vigore nelle nazioni dove sono effettivamente presenti grandi impianti di dissalazione ad osmosi inversa.

Tabella 4.3.1 – Normative di riferimento, in vigore nelle nazioni dove sono presenti grandi impianti di dissalazione ad osmosi inversa, per lo scarico a mare della salamoia. I valori limite sono espressi in funzione della salinità del corpo idrico recettore in termini percentuali, solo in un caso il limite è assoluto.

Nazione - Autorità	Anno	WQ Standard	Regione di rispetto (diametro dal punto di scarico)	Fonte
		Limite di salinità		
US EPA	-	$\Delta\text{Sal max} \leq 4 \text{ g/L}$	-	Linee guida US EPA
Oman	2005	$\Delta\text{Sal max} \leq 2 \text{ g/L}$	300 m	Sultanato dell'Oman, MD 159/2005
California, USA	2012	$\text{Sal max} \leq 40 \text{ g/L}$	357 m (1.000 ft)	Regional Water Quality Control Board
Western Australia	-	$\Delta\text{Sal max} < 5\%$	-	Linee guida Western Australia
Oakjee Port, Australia	-	$\Delta\text{Sal max} \leq 1 \text{ g/L}$	-	The Waters of Victoria State Environment Protection Policy
Perth, Australia	2002	$\Delta\text{Sal}_1 \text{ max} < 1,2 \text{ g/L}$ $\Delta\text{Sal}_2 \text{ max} < 0,8 \text{ g/L}$	$d_1 = 50 \text{ m};$ $d_2 = 1.000 \text{ m}$	WEC
Sydney, Australia	2000	$\Delta\text{Sal max} \leq 1 \text{ g/L}$	50 - 75 m	ANZECC
Gold Coast, Australia	2006	$\Delta\text{Sal max} \leq 2 \text{ g/L}$	120 m	GCD Alliance
Okinawa, Giappone	-	$\Delta\text{Sal max} \leq 1 \text{ g/L}$	Mixing zone	Okinawa Bureau for Entreprises
Abu Dhabi, EAU	2008	$\Delta\text{Sal max} < 5\%$	Mixing zone	Kastner
Spagna	2011	$\Delta\text{Sal max} < 5\%$	-	Ministero spagnolo per l'Ambiente

Il concentrato prodotto da dissalatori ad osmosi inversa contiene anche diversi agenti chimici, il cui impiego risulta necessario all'interno degli impianti nelle sezioni di pre e post-trattamento.

Lo scarico a mare di questi composti chimici può determinare alcune ripercussioni negative sull'ambiente idrico circostante; ciononostante la maggior parte delle direttive internazionali prende in considerazione unicamente gli effetti derivanti dall'incremento di salinità.

L'unica normativa che tiene conto anche di altre tipologie di potenziali impatti derivanti dallo scarico a mare del flusso di concentrato è quella di Israele. In tale regolamentazione infatti vengono prescritti degli standard sulla qualità della portata di salamoia in uscita dagli impianti.

Alcuni vincoli vengono espressi come limiti assoluti, per un parametro viene fornito un range di ammissibilità, mentre per altri è sancita una massima percentuale di eccesso rispetto al corrispondente valore del corpo idrico recettore.

In Tabella 4.3.2 sono riportati gli standard imposti sulla qualità del concentrato scaricato a mare per l'impianto di Ashkelon (I. Safrai, A. Zask, 2007).

Tabella 4.3.2 – Standard imposti dalla normativa israeliana sulla qualità del concentrato scaricato a mare per l'impianto di dissalazione di Ashkelon. Alcuni vincoli vengono espressi come limiti assoluti, per un parametro (pH) viene fornito un range di ammissibilità, mentre per altri è sancita una massima percentuale di eccesso rispetto al corrispondente valore del corpo idrico recettore (I. Safrai, A. Zask, 2007).

Parametro	Unità di misura	Limite imposto
TSS (Solidi Sospesi Totali)	mg/L	TSS max \leq 20 mg/L
Torbidità	NTU	Torbidità max \leq 10 NTU
BOD ₅	mgO ₂ /L	BOD ₅ max \leq 1 mgO ₂ /L
pH	-	6,5 < pH < 9
Concentrazione di ferro C _{Fe} ²	mgFe/L	C _{Fe} max \leq 2 mgFe/L
Temperatura T	°C	ΔT max \leq 4 °C
Concentrazione di specie con azoto C _{specie-N} (NO ₂ -N, NO ₃ -N, NH ₄ -N, TKN, TN)	mg(specie-N)/L	$\Delta C_{specie-N} \leq 70\%$
Concentrazione di specie con fosforo C _{specie-P} (PO ₄ -P, TP)	mg(specie-P)/L	$\Delta C_{specie-P} \leq 70\%$
Concentrazione di metalli pesanti C _{metallo} (Ag, Cd, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zn)	mg(metallo)/L	$\Delta C_{metallo} \leq 70\%$

Vista la concreta ed evidente mancanza di direttive e normative riguardanti gli scarichi da impianti di dissalazione, la Comunità europea ha redatto un report contenente le linee guida principali da seguire per l'elaborazione di legislazioni che affrontino questa tematica. Tale report (F. Just et al., 2010) è stato sviluppato nel contesto del progetto PRODES, mediante cui la Comunità europea si pone l'obiettivo di incentivare lo sviluppo del mercato delle fonti di energia rinnovabile nell'ambito dei processi di dissalazione.

Relativamente alla salinità, le linee guida asseriscono la necessità di stabilire delle soglie precise sitospecifiche, possibilmente basate su indagini già effettuate in grado di valutare la sensibilità delle specie fauno-floristiche dell'area di interesse alle variazioni del parametro in esame. Inoltre si specifica che l'incremento di salinità nel corpo idrico recettore dovrebbe essere limitato a monte da un'opportuna progettazione del sistema di scarico, atta a migliorare la diluizione della salamoia.

Nel report vengono anche contemplati i potenziali impatti negativi derivanti dall'utilizzo di agenti chimici, poi scaricati insieme al concentrato salino. Per mitigare l'effetto di questi chemicals bisognerebbe cercare di sostituire le sostanze considerabili pericolose o dannose con altre succedanee ma meno impattanti. In particolare i biocidi, come il cloro, possono essere fortemente nocivi per alcune specie marine; di conseguenza occorre o trattarli a monte dello scarico o usare dei loro surrogati. In questa prospettiva è stato verificato che il bisolfito

² La concentrazione di ferro C_{Fe} è calcolata come media giornaliera dei valori di scarico. Si studierà in futuro l'applicabilità di limiti più restrittivi rispetto a quello attuale, quali 0,5 mgFe/L e 0,3 mgFe/L.

di sodio è in grado di rimuovere efficacemente il cloro da flussi idrici; inoltre l'uso di acido peracetico è stato approvato da organizzazioni per la protezione ambientale per il trattamento di acque di raffreddamento provenienti da centrali elettriche, in quanto si è dimostrato essere un ottimo disinfettante alternativo.

Talvolta potrebbero anche essere applicabili metodi di disinfezione particolari, come quello a raggi UV, per impianti di piccole dimensioni caratterizzati da una forte automatizzazione del processo.

5. QUADRO DI RIFERIMENTO PROGETTUALE

Il quadro di riferimento progettuale rappresenta la raccolta di tutte le azioni di progetto, ossia processi ed operazioni in grado di generare effetti ambientali e che per questo motivo sono da considerarsi fonti d'impatto. Si tratta quindi di identificare, descrivere e quantificare tali attività durante le fasi di costruzione, di esercizio e alla dismissione dell'opera.

All'interno di questo capitolo verranno fornite tutte le informazioni in senso tecnico e non tecnico riguardanti il progetto in esame, ovvero:

- Una descrizione delle caratteristiche del progetto nel suo insieme e delle esigenze di utilizzazione del territorio;
- Una descrizione del processo di dissalazione;
- Una descrizione delle motivazioni tecniche riguardanti le scelte progettuali e le principali alternative di ubicazione prese in esame.

La realizzazione di un impianto di dissalazione ad osmosi inversa nella città di Bari rappresentava una delle azioni ritenute necessarie dal Piano D'ambito della Regione Puglia per minimizzare le criticità ed ottimizzare l'utilizzo della risorsa idrica. Tale scelta era motivata principalmente dalla necessità di ridurre i prelievi dalla falda.

In Figura 5.1 viene riportato un rendering di un impianto di dissalazione ad osmosi inversa, nel quale vengono anche evidenziate le principali componenti del processo. Tale immagine fa riferimento al dissalatore realizzato a Barcellona.

In Figura 5.2 viene riportato il diagramma di flusso dell'acqua all'interno dell'impianto stesso; nello specifico tale grafico rappresenta lo schema del dissalatore costruito a Tampa, in Florida.



Figura 5.1 – Rendering dell'impianto di dissalazione ad osmosi inversa realizzato nella città di Barcellona: nell'immagine sono evidenziate i principali componenti del processo (Pere Verger Cortès, 2012).

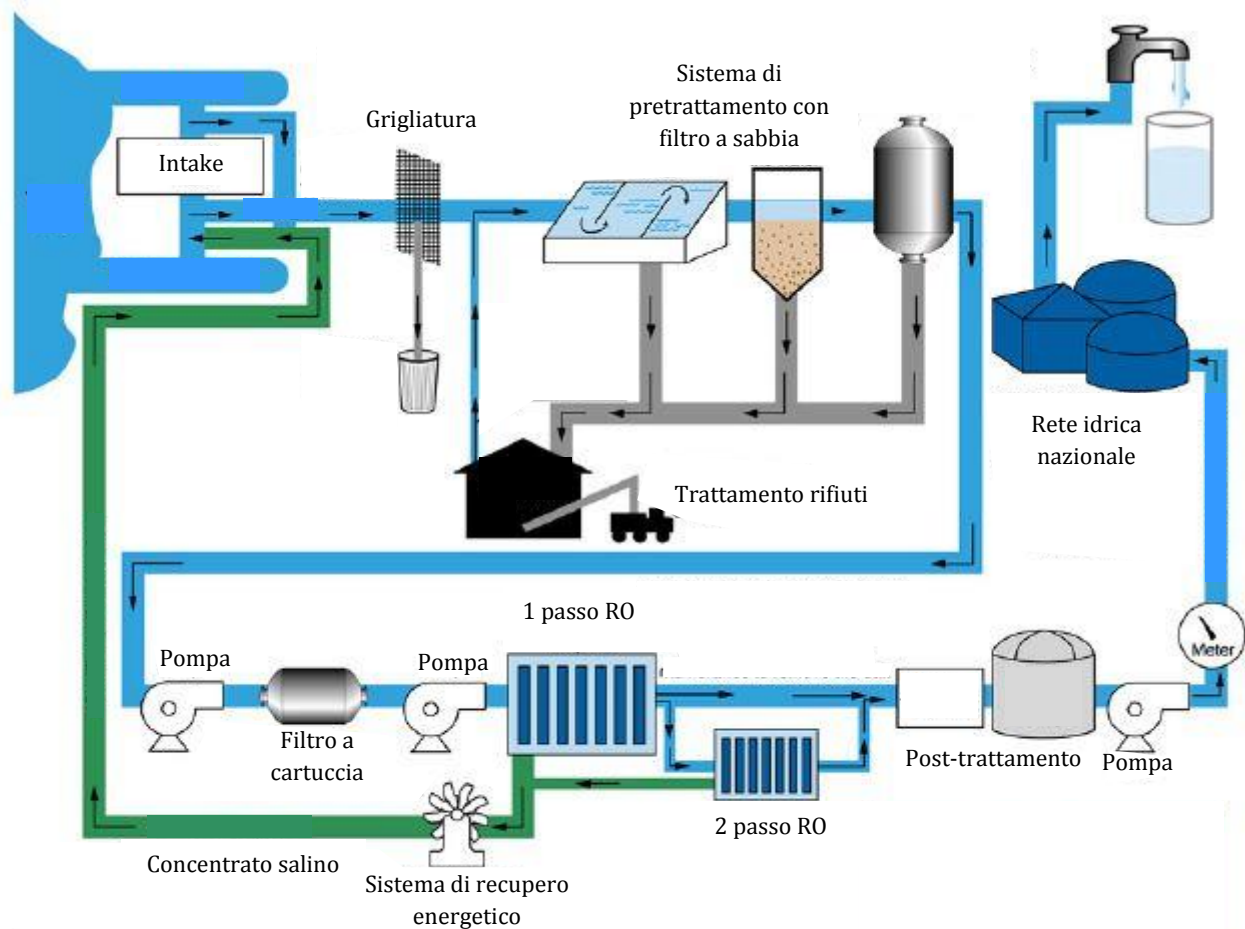


Figura 5.2 – Diagramma di flusso dell'acqua all'interno di un impianto di dissalazione ad osmosi inversa. Nello specifico il grafico riportato fa riferimento all'impianto di Tampa, in Florida, nel quale è stata scelta, come tecnologia di pretrattamento, il filtro a sabbia (Dipartimento per la protezione ambientale della Florida, 2010).

Come visibile dalle Figure precedenti le principali componenti del processo di dissalazione sono:

- Sistemi di prelievo e di scarico a mare;
- Tecnologie di pretrattamento;
- Unità ad osmosi inversa;
- Post-trattamenti e potabilizzazione.

Nei paragrafi successivi tutti gli elementi appena elencati verranno descritti in modo dettagliato e dimensionati, considerando anche le alternative di progetto possibili.

5.1. UBICAZIONE DELL'IMPIANTO E ALTERNATIVE CONSIDERATE

Un aspetto molto importante nell'ambito della progettazione di un impianto riguarda l'individuazione della localizzazione più idonea sia sotto il profilo tecnico-economico, sia dal punto di vista urbanistico e ambientale.

Come riportato anche all'interno dello Studio di Impatto Ambientale preliminare (AQP, 2005), nel corso dello sviluppo del progetto si sono valutate due alternative di ubicazione del dissalatore. In Tabella 5.1.1 vengono illustrate le due opzioni di allocazione prese in considerazione per l'impianto di Bari.

Tabella 5.1.1 – Descrizione sintetica delle due alternative di ubicazione prese in considerazione per il dissalatore di Bari: nello specifico vengono riportati il quartiere di localizzazione e l'eventuale presenza di recettori sensibili e aree di interesse naturalistico limitrofi.

Alternativa	Localizzazione	Recettori sensibili ³ limitrofi	Aree di interesse naturalistico limitrofe
1	Quartiere Santo Spirito	Scuola pubblica	-
2	Zona Industriale di Bari	-	Canale Lamasinata

Si procede quindi descrivendo e analizzando le due alternative.

L'area relativa all'Alternativa 1 è stata individuata in corrispondenza di un'ampia zona libera da costruzioni all'interno del quartiere Santo Spirito. La realizzazione dell'impianto secondo questa alternativa fa sì che la distanza dal Canale Lamasinata risulti di circa 4 km; l'impatto sulla corrispondente area di interesse naturalistico è pertanto considerabile nullo.

Il lotto di terreno individuato non presenta però idonee caratteristiche in termini urbanistici: esso ricade infatti in una zona suscettibile di trasformazione edilizia per l'allocazione di funzioni residenziali. A tal proposito nello Studio di Impatto Ambientale preliminare si fa presente che era stato redatto un piano di lottizzazione di iniziativa privata relativo alla suddetta area, sebbene lo stesso avesse subito varie vicissitudini durante l'iter approvativo e risultasse temporaneamente sospesa la relativa procedura. Di conseguenza l'utilizzazione di tale lotto presenterebbe considerevoli oneri economici legati alla necessità della sua acquisizione.

Occorre inoltre sottolineare che l'area individuata dall'Alternativa 1 risulta poco adatta anche sotto il profilo della salute umana: la vicinanza ad una zona residenziale e ad una scuola pubblica potrebbe risultare problematica a causa dei livelli equivalenti acustici elevati potenzialmente determinabili dal dissalatore. Nello specifico si entrerebbe in contrasto con la prevista zonizzazione acustica del Comune di Bari, che inevitabilmente individuerà nell'edificio scolastico e nei condomini del quartiere Santo Spirito degli obiettivi di qualità che renderebbero incompatibile la presenza dell'impianto.

³ Per recettore sensibile si intende uno specifico luogo (un'area particolarmente protetta, quale un parco cittadino, spesso oggetto di continua e assidua frequentazione da parte di persone ed inserita in un particolare contesto storico-culturale) o una specifica struttura (scuola, ospedale, edificio residenziale) presso i quali è individuabile una posizione significativa di misura per la verifica e il monitoraggio delle emissioni sonore delle sorgenti.

Si sceglie quindi di proseguire con la valutazione dell'Alternativa 2. La corrispondente area si trova all'interno della cosiddetta Zona Industriale di Bari, localizzata ai margini del tessuto urbano cittadino. Nello specifico la superficie in esame è considerata parte del quartiere San Girolamo, ma è nettamente disgiunta da quest'ultimo mediante via Napoli, asse viario generalmente caratterizzato da traffico intenso. La separazione dalle residenze poste a nord di via Napoli, oltre che fisica, risulta anche visiva grazie alla presenza di vegetazione arbustiva impiantata ai margini della stessa arteria stradale. Il fatto che il sito sotto esame sia già nei pressi della Zona Industriale implica che a tale lotto vengano attribuiti limiti normativi meno restrittivi e quindi in linea con le probabili emissioni acustiche provocate dall'impianto.

La Zona Industriale barese è delimitata verso est da una strada a bassa percorrenza e dall'alveo ormai regimentato della Lama Lamasinata; in particolare il lotto di terreno relativo all'Alternativa 2 è posto a circa 1,5 km dal canale, incluso nella parte terminale del Parco naturale regionale di Lama Balice. Ciononostante si può affermare che la realizzazione dell'impianto in corrispondenza della superficie in esame non apporterebbe alterazioni rilevanti al territorio circostante, in quanto l'area d'interesse non riveste particolare pregio ambientale né per la zona costiera prospiciente né per quella immediatamente retrostante.

Il lotto individuato dall'Alternativa 2 risulta perciò idoneo sia urbanisticamente sia sotto il profilo ambientale alla costruzione dell'impianto di dissalazione in questione: la scelta ricade quindi su tale opzione. In Figura 5.1.1 si riporta la mappa della zona comunale settentrionale di Bari, sulla quale vengono evidenziate i siti corrispondenti alle Alternative 1 e 2.



Tabella 5.1.1 – Mappa della zona comunale settentrionale di Bari, sulla quale vengono evidenziate i siti corrispondenti alle Alternative 1 e 2. L'alternativa 1 è stata individuata in corrispondenza del quartiere Santo Spirito, ma risulta non idonea per problemi urbanistici e di salute pubblica. L'alternativa 2 si trova all'interno della Zona Industriale di Bari ed è inclusa nel quartiere San Girolamo.

5.2. DATI DI BASE DEL PROCESSO DI DISSALAZIONE

L'impianto di dissalazione simulato di Bari occuperà un'area di circa 25.000 m², posta ad una distanza dal mare approssimativamente di 800 m. In particolare tale impianto è stato progettato per produrre 2.500 m³/h di acqua potabile.

I dati di base del processo di dissalazione dell'impianto in questione sono di seguito elencati:

- Caratteristiche dell'acqua di mare prelevata (Tab. 5.2.1);
- Caratteristiche del permeato da produrre (Tab. 5.2.2);
- Caratteristiche dello scarico a mare di concentrato salino (Tab. 5.2.3);
- Caratteristiche principali dell'unità di osmosi inversa (Tab. 5.2.4).

Per quanto riguarda le caratteristiche dell'acqua di mare prelevata particolare attenzione va posta alla temperatura, parametro capace d'influenzare le prestazioni sia dei pretrattamenti sia dell'unità ad osmosi inversa. Maggiore è la temperatura, più elevata è la portata di alimento necessaria per produrre 2.500 m³/h di acqua potabile. Nel procedere con lo Studio d'Impatto Ambientale verrà quindi considerato soltanto il caso peggiore dal punto di vista ambientale, ovvero lo scenario estivo.

In Tabella 5.2.1 vengono elencate le principali proprietà dell'acqua di mare della zona in esame. Nello specifico per la temperatura si riportano i valori relativi allo scenario estivo ed invernale; nel primo caso si considera il massimo valore osservato, nel secondo si contempla il quinto percentile delle temperature medie giornaliere. Tutti i dati di seguito riportati sono stati rilevati nel 2005 contestualmente alla redazione dello Studio di Impatto Ambientale relativo al progetto preliminare per l'impianto di dissalazione di Bari.

Tabella 5.2.1 – Caratteristiche dell'acqua di mare prelevata (AQP, 2005). Nello specifico per la temperatura si considera uno scenario estivo caratterizzato dal massimo valore osservato, ed uno scenario invernale in cui si contempla il quinto percentile delle temperature medie giornaliere.

Parametro	Valore	Fonte
Calcio (Ca ⁺⁺)	423 ppm	(AQP, 2005)
Magnesio (Mg ⁺⁺)	1.380 ppm	(AQP, 2005)
Sodio (Na ⁺)	11.720 ppm	(AQP, 2005)
Potassio (K ⁺)	525 ppm	(AQP, 2005)
Cloruro (Cl ⁻)	21.000 ppm	(AQP, 2005)
Solfato (SO ₄ ⁻)	3.190 ppm	(AQP, 2005)
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)	150 ppm	(AQP, 2005)
pH	8	(AQP, 2005)
Temperatura (inverno/estate)	11 - 27 °C	(AQP, 2005)
Torbidità dopo filtrazione	< 3 SDI	(AQP, 2005)

Il permeato in uscita dal dissalatore sarà tale da soddisfare, dopo la remineralizzazione, le normative vigenti in materia di acque per consumo umano ai sensi del D. Lgs. 31/2001 e

successive modifiche ed integrazioni. In particolari le caratteristiche salienti dell'acqua prodotta vengono riassunte in tabella 5.2.2.

Tabella 5.2.2 – Caratteristiche del permeato prodotto dal dissalatore ad osmosi inversa simulato di Bari.

Parametro	Valore	Fonte
Solidi Totali disciolti (TDS)	< 400 ppm	(AQP, 2005)
Temperatura massima	27°C	(AQP, 2005)

Un'ulteriore aspetto fondamentale del processo di dissalazione è rappresentato dallo scarico a mare di concentrato salino. In Tabella 5.2.3 vengono riportate le principali caratteristiche.

Tabella 5.2.3 – Caratteristiche del concentrato salino in uscita dal dissalatore simulato di Bari.

Parametro	Valore	Fonte
Portata	1,02 m ³ /s	(AQP, 2005)
Temperatura	20°C	(AQP, 2005)
Salinità	64,26 g/L	(T. Bleninger et al., 2009)
Densità	1046,79 kg/m ³	(T. Bleninger et al., 2009)
Viscosità cinetica	1,10 · 10 ⁻⁶ m ² /s	(T. Bleninger et al., 2009)

Infine, in Tabella 5.2.4 si elencano le caratteristiche basilari dell'unità di osmosi inversa.

Tabella 5.2.4 – Caratteristiche basilari dell'unità di osmosi inversa del dissalatore simulato di Bari.

Parametro	Valore	Fonte
Tipologia	Double-pass	(G. Solini, 2013)
Temperatura acqua mare (scenario peggiore)	27°C	(G. Solini, 2013)
Portata di alimento	6.188 m ³ /h	(G. Solini, 2013)
Produzione permeato	2.500 m ³ /h	Piano d'ambito regione Puglia
Salinità acqua di mare	38,3 g/L	(AQP, 2005)
Salinità massima acqua prodotta	0,35 g/L	(AQP, 2005)
Coefficiente di recovery	40,4%	-
Pressione di alimento alle membrane RO	65 bar	-
Tipo di membrane	Poliammidiche	(G. Solini, 2013)
Numero di membrane	18	(G. Solini, 2013)
Numero di pressure vessel (PV)	3	(G. Solini, 2013)
Numero di membrane per PV	6	(G. Solini, 2013)

Nei paragrafi successivi verranno ripresi in maniera più approfondita, specificandone dati progettuali e dimensionali, tutti i principali componenti del processo di dissalazione.

5.3. COMPONENTI PRINCIPALI DELL'IMPIANTO DI DISSALAZIONE

5.3.1. ALTERNATIVE DI INTAKE E DI SCARICO

Opzioni per il sistema di intake

La sezione di intake in un dissalatore consente di prelevare l'acqua di mare da addurre all'impianto: proprio durante questa fase iniziale si stabilisce la portata e la qualità del flusso idrico di alimentazione.

In particolare la qualità dell'acqua da potabilizzare è fortemente influenzata dall'entità e dalle caratteristiche del prelievo iniziale, soprattutto per quanto riguarda il tenore di fouling. Di conseguenza si può affermare che la sezione di intake determina sia l'entità dei pretrattamenti sia le condizioni operative del processo a osmosi inversa. Nello specifico il prelievo condiziona il valore del coefficiente di recovery α e la frequenza delle operazioni di lavaggio e di ricambio delle membrane. Pertanto si può intuire come tale fase incida in modo notevole sia sui costi fissi di investimento sia su quelli esercizio.

Occorre però ricordare che è necessario valutare il trade-off tra costi e impatti ambientali: in questa prospettiva vengono di seguito illustrate le diverse possibili soluzioni tecniche di intake, con l'obiettivo di fornire un quadro generale della loro applicabilità e dei costi che comporta la loro installazione.

Come è possibile osservare dalla Figura 5.3.1, i sistemi di prelievo sono distinguibili in due macrocategorie: intake diretto e intake indiretto.

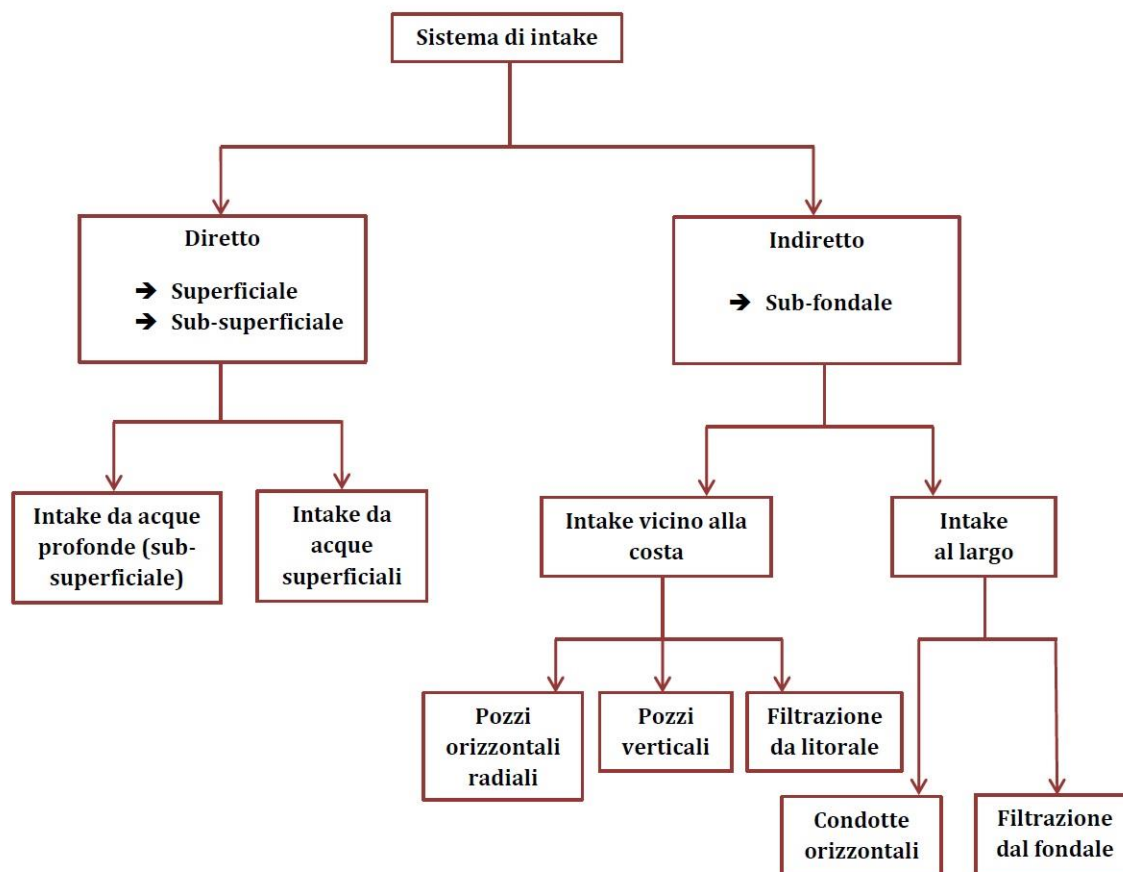


Figura 5.3.1 – Schema rappresentante le diverse possibili soluzioni di intake. Nello specifico si possono individuare due macrocategorie di sistemi: intake diretto e intake indiretto (T. Pankratz, 2008).

I sistemi di intake diretto, detti anche “open intake”, consentono di prelevare direttamente dal mare, mediante strutture di presa e condotte on-shore e off-shore, il flusso idrico da addurre all’impianto.

All’interno di questa macrocategoria è possibile individuare due tecniche differenti a seconda della profondità dal pelo libero alla quale avviene il prelievo: l’intake può essere infatti superficiale o sub-superficiale.

I sistemi di intake diretto superficiale prevedono la realizzazione di un canale che indirizzi l’acqua dalla zona di prelievo in mare aperto fino all’impianto. In Figura 5.3.2 è illustrato un esempio di applicazione di questa tecnica.



Figura 5.3.2 – Immagine raffigurante la parte terminale di un canale di intake diretto superficiale (T. Pankratz, 2008).

La tecnica di intake diretto sub-superficiale consiste invece nella costruzione di una condotta sottomarina che trasferisca l'acqua dal punto di prelievo in mare aperto al dissalatore. Questo tipo di soluzione consente di introdurre nell'impianto un flusso idrico caratterizzato da una qualità migliore, in quanto è minore il livello di solidi sospesi, sostanze organiche naturali e organismi acquatici. Ne consegue una diminuzione dei costi di pretrattamento, di lavaggio e di ricambio delle membrane, poiché il fenomeno di fouling viene limitato. Tuttavia occorre sottolineare il fatto che l'investimento iniziale per la realizzazione e la messa in posa della condotta risulta molto più oneroso rispetto al costo d'installazione di una soluzione di intake diretto superficiale. In Figura 5.3.3 è rappresentato un sistema di intake diretto sub-superficiale.

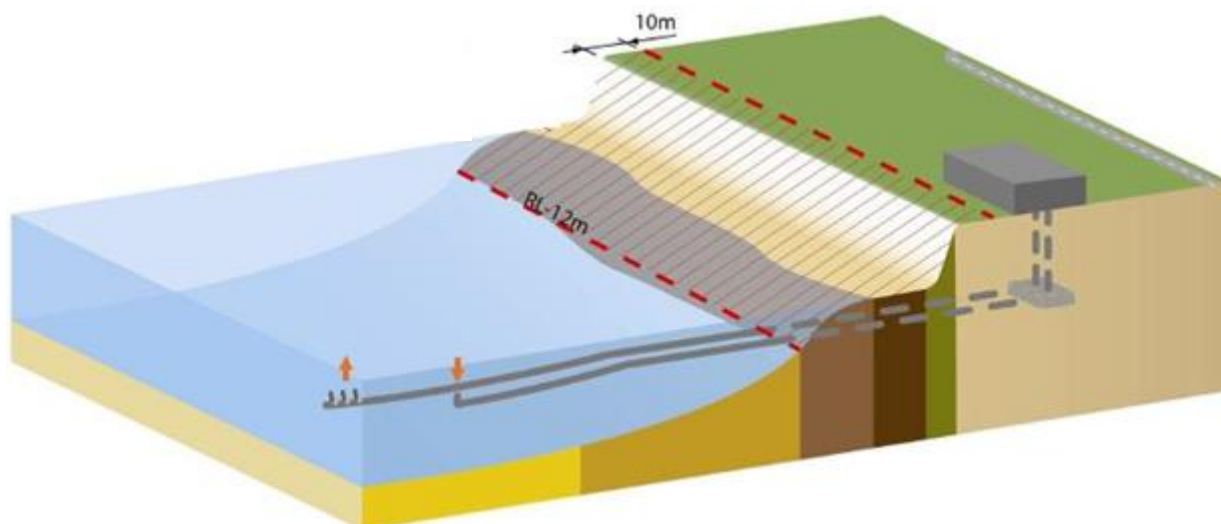


Figura 5.3.3 – Immagine raffigurante un sistema di intake diretto sub-superficiale.

I sistemi a intake indiretto prelevano l'acqua mediante pozzi orizzontali o verticali e gallerie di infiltrazione che attingono da acquiferi costieri o posti al di sotto del fondale marino.

In queste configurazioni di intake il flusso idrico prelevato risulta naturalmente pretrattato tramite un lento processo di filtrazione che si verifica con il passaggio dell'acqua attraverso strati più o meno spessi di terreno permeabile. Di conseguenza il ridotto tenore di solidi sospesi e di sostanze organiche permette di introdurre pretrattamenti meno incisivi e più economici, pur riducendo il rischio di fouling e aumentando la vita media delle membrane dell'unità RO (*WaterReuse Association*, 2011).

La macrocategoria di sistemi indiretti può essere al suo interno distinta in intake on-shore (ossia in prossimità della costa) ed intake off-shore (ovvero a largo).

Nel primo caso il flusso alimentare viene prelevato da acquiferi costieri o alluvionali: i costi di costruzione dei pozzi risultano sicuramente inferiori rispetto alla soluzione off-shore, ma occorre effettuare un'approfondita analisi idrogeologica. Nello specifico le condizioni ideali per l'installazione di un sistema di intake indiretto on-shore si riscontrano in presenza di formazioni geologiche altamente permeabili omogenee su tutta l'area d'interesse: nella realtà tali requisiti sono raramente rispettati perché le formazioni geologiche costiere sono spesso fortemente eterogenee.

Le tecniche di prelievo indiretto on-shore vengono ulteriormente suddivise in sistemi con pozzi orizzontali, verticali e filtrazione da litorale.

I sistemi basati sulla costruzione di pozzi verticali sono generalmente adottati per impianti di piccole dimensioni, mentre quelli con pozzi orizzontali possono eventualmente essere impiegati anche per applicazioni a scala maggiore. La tecnica di filtrazione da litorale prevede invece l'installazione di condotte di presa collegate a letti filtranti collocati in corrispondenza della costa.

Le Figure 5.3.4, 5.3.5 e 5.3.6 mostrano gli schemi di applicazione dei tre metodi di intake indiretto on-shore.

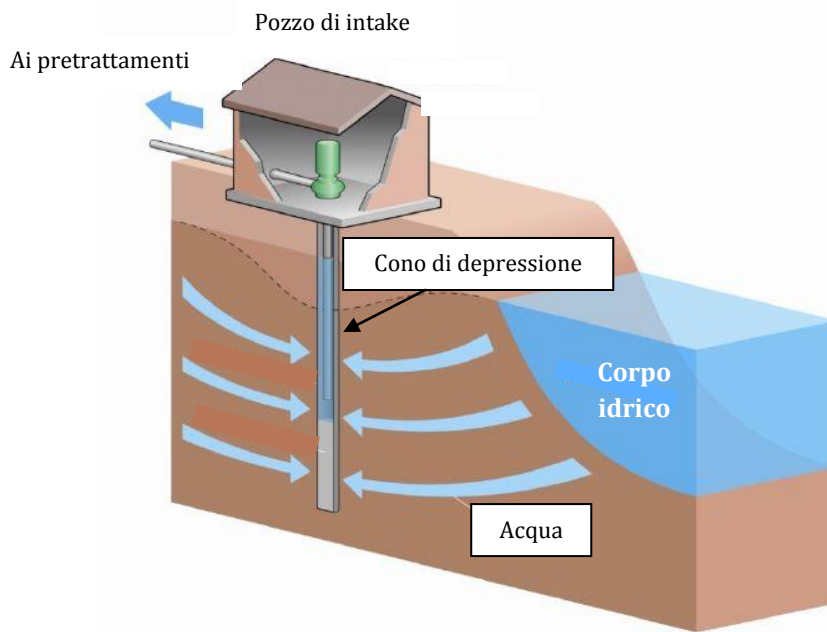


Figura 5.3.4 – Schema rappresentate un sistema di intake indiretto dotato di pozzi verticali.

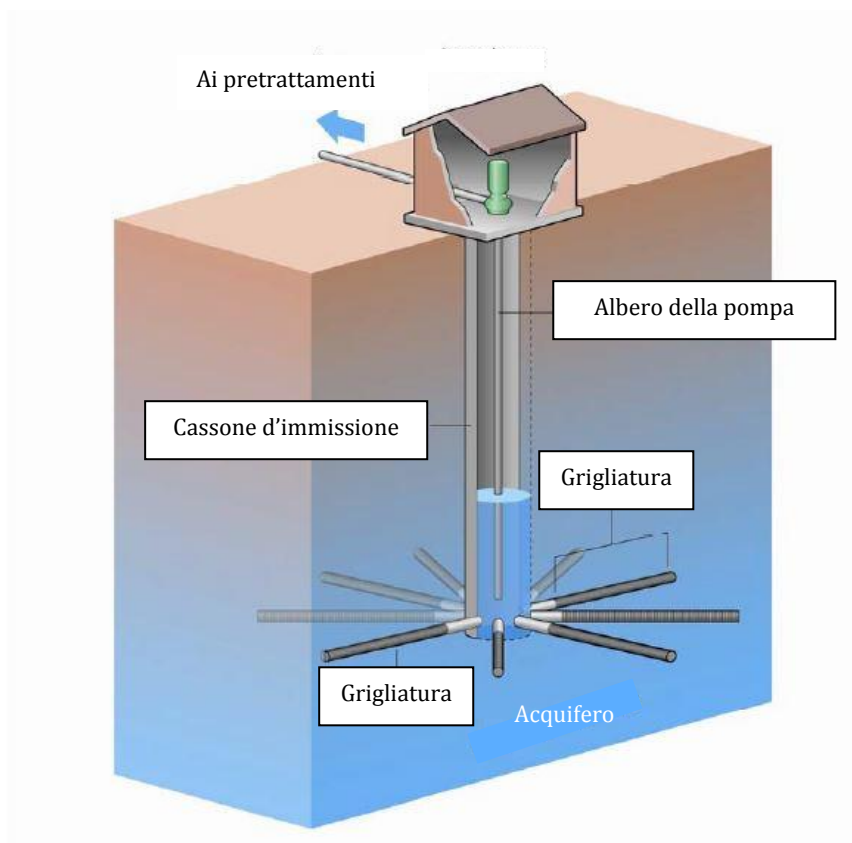


Figura 5.3.5 – Schema rappresentate un sistema di intake caratterizzato da pozzi orizzontali.

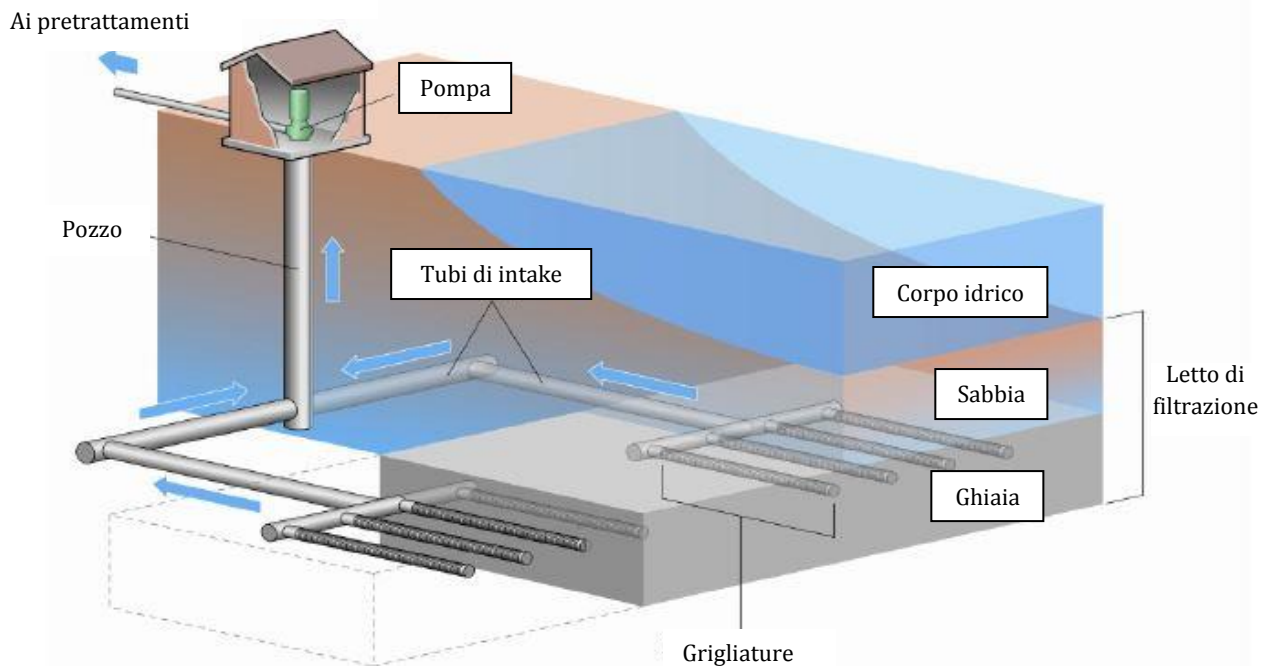


Figura 5.3.6 – Schema rappresentate un sistema di intake indiretto basato sulla filtrazione da litorale.

Nel caso in cui si scegliesse di adottare un sistema di intake indiretto off-shore, la realizzazione dell'opera di presa risulterebbe più costosa, ma la qualità dell'acqua alimentata all'impianto in termini di potenziale fouling sarebbe migliore, permettendo una riduzione non indifferente dei costi in fase di esercizio.

Le tecniche afferenti a questa categoria di sistemi includono le condotte orizzontali (horizontal wells with directionally drilled collectors) e la filtrazione da fondale.

Tra le varie opzioni di intake si sceglie un sistema diretto sub-superficiale. Infatti in caso di capacità dell'impianto superiore a 40.000 m³/giorno la presa è tipicamente realizzata mediante una soluzione diretta (T. Pankratz, 2008). Poiché il dissalatore in esame è caratterizzato da una produzione di acqua potabile pari a 60.000 m³/giorno, è ragionevole avvalersi di una condotta sottomarina, che trasferisca l'acqua dal punto di prelievo in mare aperto all'impianto stesso.

In via cautelativa si stabilisce che la condotta di intake misuri 1.250 m, collocandosi ad una profondità di 14,3 m dal pelo libero del corpo idrico.

In Tabella 5.3.1 vengono riportati i principali dati progettuali relativi al sistema di intake. La giustificazione completa delle scelte effettuate e la verifica dei parametri di dimensionamento vengono approfondite nel dettaglio all'interno del capitolo 9.

Tabella 5.3.1 – Principali grandezze progettuali relative alla sezione di intake, caratterizzata da un'opera di presa di tipo diretto sub-superficiale. Si ricordi che la portata di alimento all'impianto è di 6.188 m³/h.

Dati	Valore di progetto	Unità di misura
Soluzione di intake scelta	Intake diretto sub-superficiale	-
Lunghezza della condotta	1.250	m
Profondità al punto di prelievo	-14,3	m
Diametro della condotta	1,323	m

Opzioni per il sistema di scarico

A causa degli impatti derivanti dallo scarico in mare del concentrato salino è necessario scegliere con particolare attenzione anche la soluzione di smaltimento tecnico-ingegneristica più idonea, in funzione delle caratteristiche ambientali dell'area in esame. A tale scopo sono disponibili diverse tecniche:

- Scarico a mare attraverso lunghe condotte lontano dalla costa;
- Scarico a mare attraverso le condotte di acqua di raffreddamento provenienti da centrali elettriche o miscelazione degli effluenti prodotti da depuratori e dissalatori;
- Smaltimento fognario;
- Pozzi di iniezione profondi;
- Applicazioni legate al terreno (irrigazione, percolazione, infiltrazione);
- Stagni di evaporazione;
- Utilizzo della salamoia concentrata in un impianto di produzione di sale.

Di seguito verranno descritte brevemente le diverse soluzioni adottabili.

Lo scarico di salamoia tramite condotte lontane dal litorale rappresenta l'opzione più semplice e meno costosa insieme allo scarico lungo la linea di costa. Quest'ultima opzione però viene fortemente sconsigliata in quanto il concentrato salino è in grado di espandersi per centinaia di metri, condizione riducibile solo in presenza di grandi profondità (27-30 m).

La fattibilità di uno scarico con lunghe condotte aumenta al diminuire della portata di concentrato prodotto e al diminuire della sua salinità; infatti la compatibilità della salamoia con il corpo idrico recettore rappresenta il problema maggiore per questo tipo di opzione.

Tale situazione è regolata in ogni paese da diverse leggi in cui vengono esplicitati gli standard qualitativi delle acque marine e la politica riguardante la Mixing Zone⁴.

La dispersione del concentrato salino migliora inoltre grazie alla progettazione di condotte con diffusori.

Alcuni modelli matematici hanno dimostrato che l'utilizzo di condotte progettate per l'acqua di raffreddamento, proveniente da centrali elettriche, favorisce la diluizione della salamoia

⁴ Confine amministrativo che delimita il volume o l'area del corpo idrico recettore dove avviene la diluizione iniziale dello scarico fino al raggiungimento degli standard di qualità. A livello pratico la collocazione della Mixing Zone dipende dalle caratteristiche idrodinamiche dell'area in esame.

scaricata dai dissalatori; ciò accade in quanto il basso peso specifico dell'acqua calda compensa l'alto peso specifico del concentrato, riducendone la tendenza ad adagiarsi sul fondale (AQP, 2005).

Una soluzione simile per diminuire gli impatti sull'ambiente marino consiste nella miscelazione della salamoia con acque reflue depurate. In tal caso va però controllato l'aumento delle sostanze tossiche e dei sedimenti rilasciati dalla combinazione dei due scarichi, quindi è necessario porre attenzione ai limiti di scarico in vigore nell'area in esame. La presenza della condotta di scarico del concentrato salino in prossimità dello sversamento reflui riduce l'impatto di questi ultimi, grazie al valore negativo (e quindi all'andamento discendente) della forza di galleggiamento.

Il rilevamento di elevate percentuali di azoto nelle vicinanze della condotta del dissalatore è testimonianza dell'interazione tra i due scarichi; in aggiunta studi specifici hanno dimostrato che tale interazione è favorevole ad entrambe le tipologie di scarico e dunque questa soluzione risulta ottimale anche dal punto di vista ambientale (AQP, 2005).

La salamoia può essere smaltita anche utilizzando la rete fognaria. Generalmente la fattibilità di questa opzione aumenta al diminuire della portata di concentrato e della sua salinità; inoltre, dato che le acque di rifiuto vengono solitamente scaricate in mare, anche in questo caso sorge il problema della compatibilità con il corpo idrico recettore. I vantaggi sono relativi allo sfruttamento della stessa condotta e alla riduzione del fabbisogno biologico di ossigeno (BOD) delle acque reflue domestiche (M. Mickley, 2008).

Un'ulteriore tecnica di smaltimento del concentrato salino consiste nell'immagazzinamento di tale reflu all'interno di pozzi d'iniezione profondi. Questi ultimi sono costituiti da acquiferi strutturalmente isolati da quelli sovrastanti, prevalentemente addetti allo stoccaggio di acqua potabile. I requisiti di monitoraggio prevedono l'impiego di tubi e di dispositivi d'imballaggio, in modo da evitare perdite di concentrato dal pozzo. Il tubo d'iniezione è separato da un involucro totalmente cementato tramite un liquido di monitoraggio che, essendo continuamente sottoposto a test, permette di individuare eventuali perdite. In aggiunta sono necessari anche controlli in superficie.

Tali requisiti concorrono all'aumento dei costi relativi alla costruzione di pozzi d'iniezione. Inoltre l'implementazione di tale soluzione implica che l'acquifero scelto goda delle seguenti caratteristiche:

- Elevata profondità;
- Stratificazione: l'acquifero ricevente deve essere idraulicamente confinato ed isolato;
- Salinità: l'acquifero ricevente deve avere valori di TDS superiori a 10.000 mg/L;
- Capacità dell'acquifero: deve essere tale da accogliere il volume stimato di concentrato salino prodotto durante l'intera vita di un impianto di dissalazione. I parametri che permettono di determinare la capacità dell'acquifero sono la porosità e la permeabilità della formazione ricevente, tali parametri consentono inoltre il calcolo della massima velocità d'iniezione di ogni pozzo;
- Attività sismica nulla.

La costruzione di pozzi d'iniezione profondi non è sempre possibile a causa di condizioni idrogeologiche inadeguate. Inoltre al crescere della salinità si incorre in un aumento delle problematiche legate alla corrosione con possibili complicanze nel ricaricare l'acquifero (M. Mickley, 2008).

Le cosiddette "applicazioni legate al terreno", come l'irrigazione, la percolazione e l'infiltrazione, richiedono un suolo relativamente piano ed un clima caldo cosicché possano essere sfruttate per tutto l'anno.

Una prima difficoltà riscontrata in seguito all'impiego di tali applicazioni è dovuta al fatto che il concentrato salino di scarico deve rispettare le leggi poste a tutela delle falde acquifere. Di conseguenza lo scarico diretto del concentrato sul terreno è raramente attuabile, infatti esso deve essere prima diluito per rispettare i requisiti di legge.

In certi casi il volume di acqua necessario per la diluizione può essere molto superiore rispetto a quello della salamoia; di conseguenza il concentrato diluito, essendo in quantità maggiori, richiede un terreno di scarico più consistente. In aggiunta tale metodo di scarico può comportare un aumento dei solidi totali disciolti e di altri componenti oltre il limite di legge. Laddove il clima è piuttosto rigido o vi sono stagioni fredde, è necessario disporre di metodi alternativi di scarico.

Così come per le applicazioni legate al terreno, anche gli stagni di evaporazione possono rappresentare un'opzione conveniente in luoghi dove il clima è caldo ed il terreno è piuttosto pianeggiante. Tale metodo viene però principalmente utilizzato in impianti di piccole dimensioni, inoltre in presenza di stagioni fredde è necessario dotarsi di sistemi di scarico alternativi.

Esistono vari tipi d'impianti avanzati che sfruttano la massima evaporazione aumentando l'esposizione del concentrato all'aria. Alcuni approcci includono la vaporizzazione e la nebulizzazione dell'acqua, oppure si utilizza un tessuto saturo che viene esposto al flusso d'aria.

Gli stagni di evaporazione presentano inoltre alcune problematiche operative riguardanti la deriva sulle proprietà adiacenti, la sensibilità al vento e i maggiori costi energetici. In aggiunta all'aumentare della salinità del concentrato diminuisce la velocità di evaporazione.

Per questi motivi tale metodo non ha avuto al momento successo a livello commerciale.

Il trasporto di concentrato salino ad un impianto di produzione di sale può comportare numerosi vantaggi, come verrà spiegato nel paragrafo seguente. L'unico grosso inconveniente di questa opzione è la scarsa presenza di tali impianti nei pressi dei dissalatori, soprattutto in Italia.

Si ricorda che per l'impianto di Bari simulato è previsto lo scarico a mare di 3.688 m³/h di concentrato. Dato il clima meteomarinico e le caratteristiche idrogeologiche dell'area in questione, l'opzione più adeguata consiste nel convogliare a mare il concentrato salino per mezzo di una condotta lontana dalla linea di costa.

Si sceglie quindi di installare una condotta di lunghezza pari a 1.030 m, la cui profondità al punto di scarico è di 11,2 m. Tale tubazione sarà posta cautelativamente ad una distanza di 200 metri dal collettore di intake.

La dettagliata argomentazione delle scelte progettuali implementate e la loro verifica vengono

affrontate all'interno del capitolo 8.

In Tabella 5.3.2 sono riassunti i principali parametri progettuali riguardanti il sistema di scarico scelto per l'impianto di Bari simulato.

Tabella 5.3.2 – Principali grandezze progettuali relative al sistema di scarico, costituito da una condotta lontana dalla linea di costa. Si ricordi che la portata di salamoia per l'impianto in esame è pari a 3.688 m³/h.

Dati	Valore di progetto	Unità di misura
Soluzione di scarico scelta	Condotta lontana dalla linea di costa	-
Lunghezza della condotta	1.030	m
Profondità al punto di scarico	-11,2	m
Distanza dalla condotta di intake	200	m

In Figura 5.3.7 è illustrata la collocazione reciproca delle condotte di intake e di scarico.



Figura 5.3.7 – Rappresentazione della collocazione reciproca delle condotte di intake e di scarico per l'impianto simulato di Bari.

Occorre inoltre ricordare che le acque reflue provenienti dai drenaggi dell'unità di dosaggio degli agenti chimici e dai controlavaggi dovranno essere adeguatamente trattate prima di essere scaricate in mare tramite la suddetta condotta. Tali trattamenti prevedono le fasi di:

- Chiariflocculazione;
- Recupero dei chiariflocculato da chiariflocculazione;

- Ispessimento dei fanghi;
- Disidratazione dei fanghi;
- Raccolta del chiarificato da ispessimento e del filtrato da disidratazione;
- Scarico a mare del chiarificato da ispessimento e del filtrato da disidratazione.

5.3.2. PRETRATTAMENTI: SCENARI DI PROGETTO

Le membrane ad osmosi inversa sono soggette ad un'ampia varietà di fenomeni di fouling, sia di tipo organico sia inorganico. Per mitigare gli effetti negativi dovuti al fouling occorre introdurre a monte dei sistemi RO dei pretrattamenti affidabili, che siano in grado di produrre un flusso in alimentazione alle membrane qualitativamente migliore. È così possibile garantire delle prestazioni più stabili sul lungo periodo da parte delle membrane stesse, indipendentemente dalle eventuali variazioni di torbidità dell'acqua di mare in ingresso.

Pretrattamenti poco efficaci possono dar luogo a diversi problemi non trascurabili: in primo luogo potrebbe essere necessario aumentare la frequenza di lavaggio delle membrane e incrementare la pressione operativa; inoltre si potrebbe verificare una diminuzione del fattore di recupero α ed una riduzione dell'effettivo tempo di vita delle membrane. È quindi evidente che tutti questi effetti possono avere un impatto diretto sulla produttività di un impianto e sui costi operativi.

Di conseguenza l'ottimizzazione del sistema di pretrattamento è considerata un punto chiave per la progettazione di un impianto ad osmosi inversa efficiente. Un fattore fondamentale nella scelta della tecnologia di pretrattamento più idonea ad un dato impianto di dissalazione è la qualità dell'acqua di mare del sito in esame. In Tabella 5.3.1 vengono riportati i parametri di maggior interesse e i relativi valori in riferimento all'area portuale e industriale di Bari, dove si localizza la condotta di intake dell'impianto considerato.

Tabella 5.3.1 - Parametri d'interesse relativi all'acqua di mare della zona portuale e industriale di Bari.

Parametro	Valore	Unità di misura
Calcio (Ca ⁺⁺)	423	ppm
Magnesio (Mg ⁺⁺)	1380	ppm
Sodio (Na ⁺)	11720	ppm
Potassio (K ⁺)	525	ppm
Cloruro (Cl ⁻)	21000	ppm
Solfato (SO ₄ ⁻)	3190	ppm
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)	150	ppm
pH	8	-
Temperatura (min/max)	15/25	°C
Torbidità dopo filtrazione	< 3	SDI @ 15 min

Vengono presentati e descritti di seguito i due scenari di progetto considerati per la fasi di pretrattamento.

Pretrattamento con filtro a sabbia

Attualmente il pretrattamento con filtro a sabbia è la tecnologia più diffusamente utilizzata negli impianti di dissalazione. Tale processo prevede una fase preliminare di coagulazione e flocculazione, seguita dalla filtrazione vera e propria, effettuata attraverso un filtro formato da uno o più layer. La stratificazione più comune è costituita da sabbia, pomice e ghiaia.

In Figura 5.3.8 si riporta lo schema di tale pretrattamento specifico per l'impianto di dissalazione di Bari.

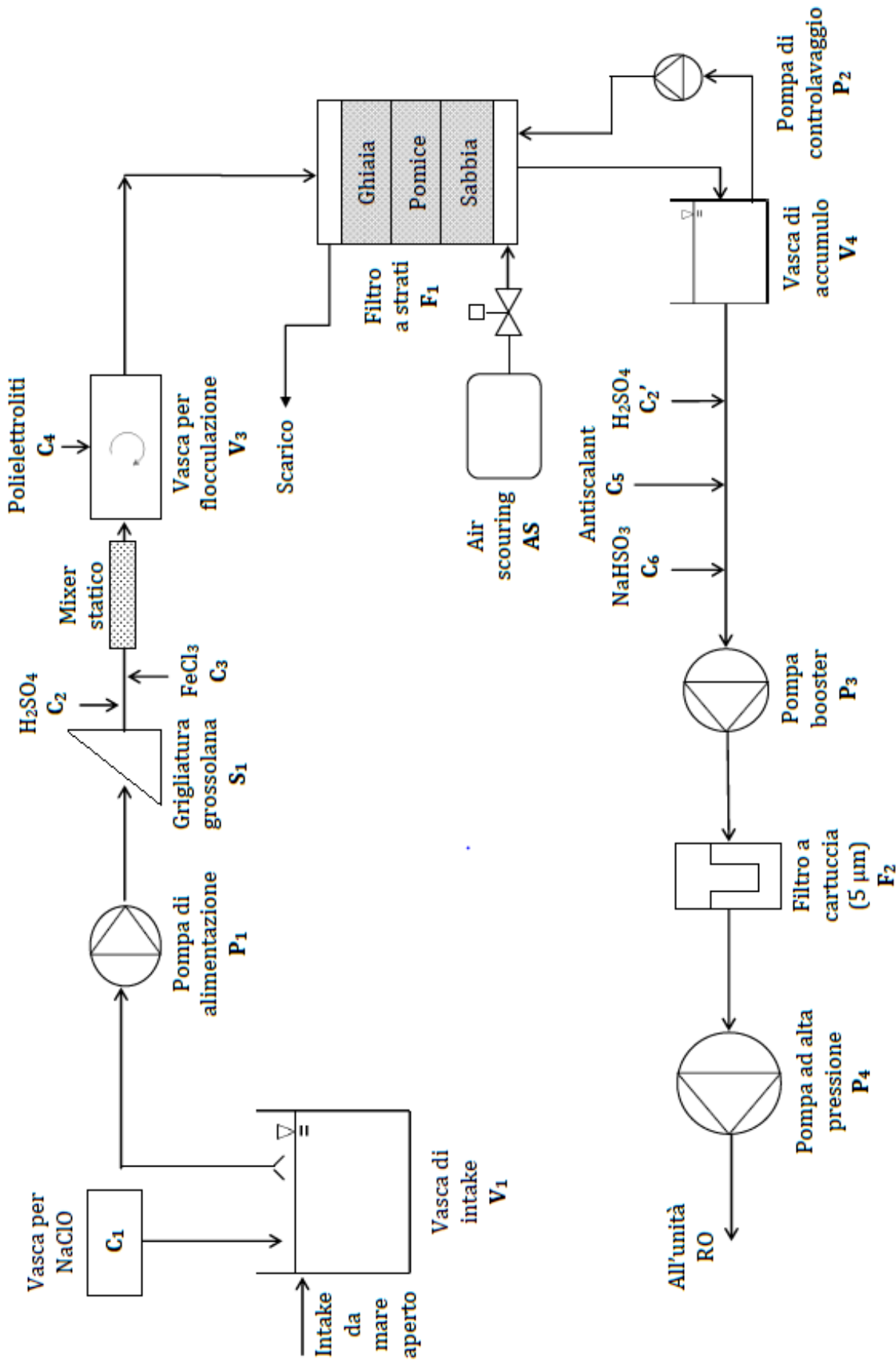


Figura 5.3.8 - Schema relativo al pretrattamento con filtro a sabbia progettato per l'impianto di dissalazione di Bari.

L'acqua prelevata da mare aperto, scorre nella condotta di alimentazione fino a raggiungere la *vasca di intake* (V_1), dove viene immesso ipoclorito di sodio (NaClO). Tale sostanza chimica è introdotta a monte della linea di pretrattamento in quanto consente di prevenire la crescita di materia biologica all'interno dell'impianto.

L'acqua viene quindi estratta dalla prima vasca mediante la cosiddetta *pompa di alimentazione* (P_1) e scorre poi una *grigliatura grossolana* (S_1), progettata per rimuovere solidi sospesi e materiali organici aventi diametro maggiore di 10 mm.

Una volta superato questo primo stadio, ha inizio il processo di coagulazione e flocculazione.

A monte della coagulazione è dosato acido solforico (H_2SO_4) allo scopo di ridurre il pH dell'acqua alimentata a tale unità ad un valore pari a 7,5 e di ottimizzarne l'efficacia.

La coagulazione è un processo chimico-fisico complesso attuato in un'apposita vasca (V_3): i cationi derivanti dall'agente coagulante utilizzato interagiscono con la superficie di carica negativa che riveste la maggior parte di sostanze colloidali. Questa reazione porta quindi alla destabilizzazione delle sostanze colloidali sospese nell'acqua da trattare: esse vengono rivestite dagli ioni contenuti nel coagulante e si agglomerano tra loro, inizialmente in microfocci.

Successivamente, grazie alla flocculazione, queste particelle vengono ulteriormente addensate formando fiocchi di dimensioni maggiori, che possono essere trattiene più facilmente dal filtro a sabbia.

L'utilizzo di un agente coagulante, in combinazione con il dosaggio di polielettroliti che favorisce l'addensamento delle particelle solide, è di fondamentale importanza per tale tecnologia di pretrattamento, in quanto permette la rimozione di particelle molto fini, con diametri sino a $0,2 \mu\text{m}$.

Il principale obiettivo del sistema di coagulazione è quello di ottenere una miscela uniforme costituita dall'agente coagulante e dall'acqua di mare; questo scopo può essere raggiunto tramite due tecnologie: un miscelatore statico in linea o un miscelatore meccanico installato all'interno della vasca di coagulazione. Per l'impianto di Bari è stata scelta la prima tipologia di mixer, che prevede una coagulazione in tubo. Essa rappresenta la soluzione più economica, ma consente comunque la rimozione di particelle fini, che grazie a tale tecnologia si agglomerano formando fiocchi di grandi dimensioni.

L'agente coagulante più frequentemente utilizzato è il cloruro ferrico (FeCl_3). Il dosaggio ottimale dipende dal pH e deve essere stabilito sulla base di test effettuati sull'acqua di mare del sito in esame. Un eccessivo consumo di cloruro ferrico costituisce una delle principali cause di incrostazioni sia nelle membrane dell'unità di osmosi inversa sia nel filtro a cartuccia.

Nei sistemi di pretrattamento basati su filtro a sabbia è possibile inserire il processo di flottazione ad aria disciolta (DAF). Tale tecnologia consente la rimozione di sostanze come cellule algali, oli, grassi e altri contaminanti che non possono essere efficientemente trattiene dalla filtrazione. Il sistema DAF è in grado di produrre in uscita un livello di torbidità dell'acqua inferiore a $0,5 \text{ NTU}$ e può essere integrato nella stessa struttura del filtro a doppio strato. Il processo di flottazione ad aria disciolta sfrutta l'azione di piccole bolle d'aria, che permettono la formazione di una schiuma galleggiante. Tale schiuma si accumula nella parte superiore della vasca di DAF per essere successivamente smaltita, mentre l'acqua

caratterizzata da bassi valori di torbidità viene raccolta nella parte inferiore della vasca stessa. Il sistema DAF può trattare acque di mare con torbidità maggiore di 50 NTU, ma se il flusso in ingresso presenta elevati picchi di torbidità, solidi pesanti e un'elevata concentrazione di fitoplancton, così come nel caso in esame, allora tale processo di pretrattamento non risulta il più adatto.

La convenienza nell'uso di un sistema DAF è determinata dalla torbidità dell'acqua di mare e dall'analisi dei costi dell'intero sistema di pretrattamento.

Il costo del processo DAF è generalmente elevato a causa della potenza necessaria all'alimentazione delle pompe, dei saturatori d'aria e dello smaltimento dei fanghi di rifiuto. L'energia totale utilizzata è circa di 2,5/3,0 kWh per 10.000 m³/giorno di acqua trattata (N. Voutchkov, 2010).

In ogni caso occorre ricordare che il funzionamento dell'unità DAF è previsto unicamente nei periodi in cui la torbidità e le fioriture algali risultano più consistenti; tali periodi sono, per la zona in esame, di breve durata (in genere si tratta di 15-20 giorni/anno).

Nello scenario considerato, si è quindi scelto di non includere la tecnologia DAF nel caso del pretrattamento convenzionale.

La componente centrale di un pretrattamento basato su filtro a sabbia è il *filtro a doppio strato* (F₁). Quest'ultimo è generalmente costituito da un layer di ghiaia, uno di pomice e un ultimo strato di sabbia.

In funzione della forza motrice del processo di filtrazione, il filtro a sabbia viene classificato come filtro a gravità o in pressione. Le principali differenze tra le due tipologie riguardano la prevalenza richiesta per trasportare l'acqua attraverso il filtro, la velocità di filtrazione e il tipo di vasca usata per contenere il filtro stesso. I filtri a pressione sono generalmente utilizzati in impianti di piccole dimensioni, in quanto presentano costi elevati per la costruzione di grandi vasche in pressione, con un'adeguata superficie bagnata per resistere alla corrosione. I filtri a gravità sono invece principalmente impiegati in impianti di grandi dimensioni, che presentano una capacità superiore a 40.000 m³/giorno.

Essendo l'impianto di dissalazione di Bari caratterizzato da una portata pari a 60.000 m³/giorno, è stato scelto un filtro a gravità.

È inoltre noto che spesso l'acqua di mare contiene numerosi microrganismi algali, i quali possono essere facilmente frantumati sotto una pressione pari a 0,4-0,6 bar. Ciò comporta il rilascio di citoplasma cellulare che costituisce nutrimento per numerosi batteri; di conseguenza aumenta il rischio di incrostazioni. Un ulteriore vantaggio del filtro a gravità consiste nel fatto che non si raggiungono pressioni tali da causare la rottura algale; inoltre tale filtro è solitamente costruito in calcestruzzo e presenta una vita media di 50 anni, con la possibilità di effettuare operazioni di manutenzione semplicemente rimuovendo la struttura di protezione.

Infine un componente fondamentale di tale pretrattamento è il sistema di lavaggio e controlavaggio. Per garantire la pulizia dei filtri, viene utilizzato il sistema di *air scouring* (AS), che prevede l'utilizzo di aria compressa per effettuare il lavaggio. Con questa procedura si impiega circa il 2% o 5% del volume d'acqua di mare in ingresso. Un metodo per ridurre tale volume e l'energia necessaria consiste nell'utilizzo di acqua filtrata in uscita dall'unità di

osmosi inversa; ciò comporta un consumo minore di energia per pompare l'acqua di mare sino all'impianto di dissalazione.

Il controlavaggio, da effettuarsi quando le prestazioni di filtraggio calano, prevede invece il prelievo di una quota di acqua filtrata da una *vasca di accumulo* (V_4) mediante un'apposita pompa (P_2). Tale flusso viene fatto scorrere in direzione opposta rispetto all'acqua alimentata al sistema.

Per l'impianto simulato di Bari, coerentemente alle linee progettuali più diffuse, a monte della *pompa booster* (P_3) si è scelto di immettere nel flusso di processo bisolfito di sodio ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3$), antiscalant e acido solforico (H_2SO_4).

Il bisolfito di sodio viene introdotto con l'obiettivo di rimuovere i residui di cloro, gli antiscalant consentono di mantenere in soluzione quelle specie chimiche che potrebbero depositarsi sulle membrane, mentre l'acido solforico permette un ulteriore aggiustamento del pH. Si tratta quindi di sostanze necessarie per proteggere le membrane RO ed evitarne la compromissione di funzionalità.

In coda alla linea di pretrattamento è presente un *filtro a cartuccia* (F_1) di taglio pari a $5\ \mu\text{m}$. Esso svolge una funzione di salvaguardia delle membrane RO più che di depurazione, in quanto il materiale solido di dimensioni superiori a $5\ \mu\text{m}$ è già stato rimosso nella precedente fase di filtrazione.

In Tabella 5.3.2 e 5.3.3 vengono riportate le schede tecniche dei pretrattamenti con filtro a sabbia per l'impianto di Fujairah e per l'impianto di Bari. L'impianto presente negli Emirati Arabi è stato scelto come riferimento per determinare alcuni dati che non erano disponibili per l'impianto di Bari; si ricorda infatti che l'impianto di dissalazione in esame non è esistente e quindi risulta complicato reperire dati che generalmente si raccolgono in sito.

Tabella 5.3.2 - Componenti e parametri relativi al sistema di pretrattamento con filtro a sabbie per il dissalatore di Fujairah-1 (impianto a osmosi inversa con capacità di 416.000 m³/giorno di acqua di alimentazione).

Componenti	Funzione	Parametri di progetto	Note
Pompa di alimentazione	Pompaggio dell'acqua di alimentazione attraverso il sistema di pretrattamento	Numero di pompe: 1 in esercizio, 1 in stand-by Portata: 21,000 m ³ /h	
Vasca per ipoclorito di sodio (NaClO)	Unità di stoccaggio per ipoclorito di sodio (NaClO)	Materiale: vetro rinforzato in plastica Capacità: 55 m ³	
Ipoclorito di sodio (NaClO)	Sostanza chimica usata per prevenire la crescita di materia biologica all'interno dell'impianto	Dosaggio acuto alla grigliatura grossolana Dosaggio acuto alla strombatura Consumo energetico di pompaggio per il dosaggio	Tempo: 4 h/sett Portata: 45m ³ /h@1,800p pm Quantità: 324 kg/sett Tempo: 2 h/sett Portata: 60m ³ /h@1,800p pm Quantità: 216 kg/sett 30 kWh
Vasca per coagulazione/flocculazione	Vasca in cui viene aggiunto l'agente coagulante	N. vasche: 2 Materiale: calcestruzzo Volume: 400 m ³ cad.	
Agitatore per flocculazione	Mescolamento dell'agente coagulante con l'acqua per aggregare le particelle	Materiale: acciaio Consumo energetico: 22 kWh	
Pompe di smaltimento dei sedimenti	Pompaggio del liquame fuori dalla cisterna di sedimentazione	N. pompe: 2 in esercizio, 1 in stand-by Consumo per pompa: 18.5 kWh Ore di funzionamento: 24h/giorno	
Filtro a doppio strato	Filtraggio delle particelle non depositatesi nella cisterna di sedimentazione	N. filtri: 14 Volume del filtro: 310 m ³ cad. Spessore del mezzo filtrante: ghiaia 0.1 m, sabbia 0.4 m, pomice 0.7 m Tempo di vita dei filtri: 10 anni	
Controlavaggi e air scouring	Pulizia dei filtri quando le prestazioni di filtraggio calano	Frequenza: 1 volta/giorno Durata: 30 minuti Consumo per controlavaggi: 110 kWh Consumo per air scouring: 90 kWh	
Filtro a cartuccia	Ulteriore filtraggio di particelle con diametro inferiore a 5 µm	N. filtri a cartuccia: 19 Volume per filtro: 6.18 m ³ Peso per filtro: 2730 kg Materiale: poliestere	

Tabella 5.3.3 - Componenti e parametri relativi al sistema di pretrattamento con filtro a sabbia per il dissalatore di Bari (impianto a osmosi inversa con capacità di 135.600 m³/giorno di acqua di alimentazione).

Componenti	Funzione	Parametri di progetto	Note
(V₁) Vasca di intake	Vasca per l'accumulo di acqua marina	N. vasche in parallelo: 4 Volume complessivo: 30.940 m ³ (7.735 m ³ per vasca)	Minimo tempo di ritenzione idraulica: 5 h
(C₁) Clorazione con ipoclorito di sodio NaClO	Prevenzione alla crescita di materia biologica all'interno dell'impianto	Dosaggio in continuo (scenario peggiore): 22,4 L _{soluz} /h Soluzione di NaClO al 12%	Concentrazione da garantire: 0,5 mgNaOCl/L _{sw}
(V₂) Vasca per ipoclorito di sodio	Unità di stoccaggio per ipoclorito di sodio (NaClO)	Materiale: vetro rinforzato in plastica Capacità: 20 m ³	Ipotesi per il calcolo della capacità: funzionamento dell'impianto garantito per 24 h a piena potenzialità
(P₁) Pompa di alimentazione	Pompaggio dell'acqua di alimentazione attraverso il sistema di pretrattamento	Numero di pompe: 6 in parallelo (tipo centrifugo) Pressione: 2,5 bar Portata totale: 6.188 m ³ /h	
(S₁) Grigliatura grossolana	Griglia da 10 mm per bloccare le particelle di tali dimensioni		
(C₂) Aggiustamento da 8,8 a 7,5 con acido solforico H₂SO₄	Effettuato per ottimizzare la flocculazione e minimizzare la presenza di ferro disciolto	Dosaggio in continuo (scenario peggiore) 51,2 L _{soluz} /h Soluzione di H ₂ SO ₄ al 93%	Concentrazione da garantire: 14,1 mgH ₂ SO ₄ /L _{sw}
(C₃) Agente coagulante	Agente chimico usato per coagulare le particelle, garantendo così una migliore filtrazione	Dosaggio in continuo (scenario peggiore): 108,6 L _{soluz} /h Soluzione di FeCl ₃ al 40%	Concentrazione da garantire: 10 mgFeCl ₃ /L _{sw}
(C₄) Polielettroliti	Polimeri che ottimizzano il processo di coagulazione	Dosaggio in continuo (scenario peggiore): 9,1 L _{soluz} /h Soluzione di polielettroliti al 40%	Concentrazione: 1,5 mgPoliel/L _{sw}
(V₃) Vasca per flocculazione	Vasca in cui vengono aggiunti i polielettroliti	Materiale: calcestruzzo N. linee: 8 N. vasche per linea: 2 Volume per vasca: 64 m ³	Calcolo: $V_{tot} = Q_{sw} \cdot t_{permanenza}$ ($t_{permanenza} = \text{ca. } 0,167 \text{ h}$)

(F₁) Filtro a doppio strato	Filtraggio delle particelle non depositatesi nella vasca di sedimentazione	N. filtri: 12 Volume per filtro: 105 m ³ cad. Spessore del mezzo filtrante: ghiaia 0,1 m, sabbia 0,4 m, pomice 0,7 m Tempo di vita dei filtri: 10 anni	Numero di filtri: tratto da SIA Procedimento: volume totale dei filtri scalato dall'impianto di Fujairah, diviso per il numero di filtri tratto dal SIA
(P₂) Pompa di Controlavaggio e (AS) Air Scouring	Pulizia dei filtri quando le prestazioni di filtraggio calano	Frequenza: 1 volta/giorno Durata: 10 minuti Pressione: 6 bar Portata di controlavaggio: 340 m ³ /h Consumo air scouring: 1 kW	Procedimento: la tipologia e le frequenza di controlavaggio sono tratte dal SIA, il consumo dato dall'air scouring è scalato dall'impianto di Fujairah-1
(V₄) Vasca di accumulo	Accumulo dell'acqua filtrata a valle del filtro a doppio strato		
(C₅) Aggiustamento con acido solforico H₂SO₄	Ottimizzazione della flocculazione e minimizzazione della presenza di ferrodissolto	Dosaggio in continuo (scenario peggiore): 51,2 L _{soluz} /h Soluzione di H ₂ SO ₄ al 93%	Concentrazione da garantire: 14,1 mgH ₂ SO ₄ /L _{sw}
(C₆) Inibizione della precipitazione di sali poco solubili con antiscalant	Protezione della membrana dalla deposizione di specie chimiche	Dosaggio in continuo (scenario peggiore): 12,3 L _{soluz} /h Soluzione di antiscalant al 10%	Concentrazione da garantire: 2,5 mgAntisc/L _{sw}
(C₇) Declorazione con bisolfito di sodio NaHSO₃	Rimozione cloro residuo	Dosaggio in continuo (scenario peggiore): 13,7 L _{soluz} /h Soluzione di NaHSO ₃ al 33%	Concentrazione da garantire: 3 mgNaHSO ₃ /L _{sw}
(P₃) Pompa booster	Pompa di supporto utilizzata per incrementare la pressione	Numero di pompe: 6 in parallelo (tipo centrifugo) Pressione: 3 bar Portata totale: 5.879 m ³	
(F₂) Filtro a cartuccia	Ulteriore filtraggio di particelle con diametro inferiore a 5 µm	N. vessel: 16 N. filtri a cartuccia/vessel: 70 Portata per filtro: 5,2 m ³ /h Materiale fibre: poliestere Materiale vessel: vetroresina	
(P₄) Pompa ad alta pressione	Pompaggio dell'acqua in uscita dall'unità di pretrattamento all'unità di osmosi inversa		

Pretrattamento ad ultrafiltrazione

Le membrane ad ultrafiltrazione sono state originariamente create e sviluppate per il trattamento di flussi idrici molto più inquinati rispetto a quelli di mare, come le acque provenienti da scarichi industriali e da scarichi cittadini.

Le membrane UF costituiscono una barriera anche per il particolato, i batteri e i virus, proteggendo quindi il sistema RO tramite una separazione fisica delle componenti solide.

Ciò consente di produrre un flusso idrico in ingresso allo stadio RO che non dipenda in alcun modo dalla variabilità della torbidità dell'acqua in ingresso, dovuta prevalentemente a fioriture algali ed eventi temporaleschi.

Di conseguenza negli ultimi anni tale pretrattamento viene sempre più diffusamente utilizzato nei nuovi impianti di dissalazione con tecnologia RO, in particolare per il trattamento di acqua di mare e in retrofit ad impianti già esistenti.

In Figura 5.3.9 si riporta lo schema d'impianto relativo a tale pretrattamento, specifico per l'impianto di dissalazione di Bari.

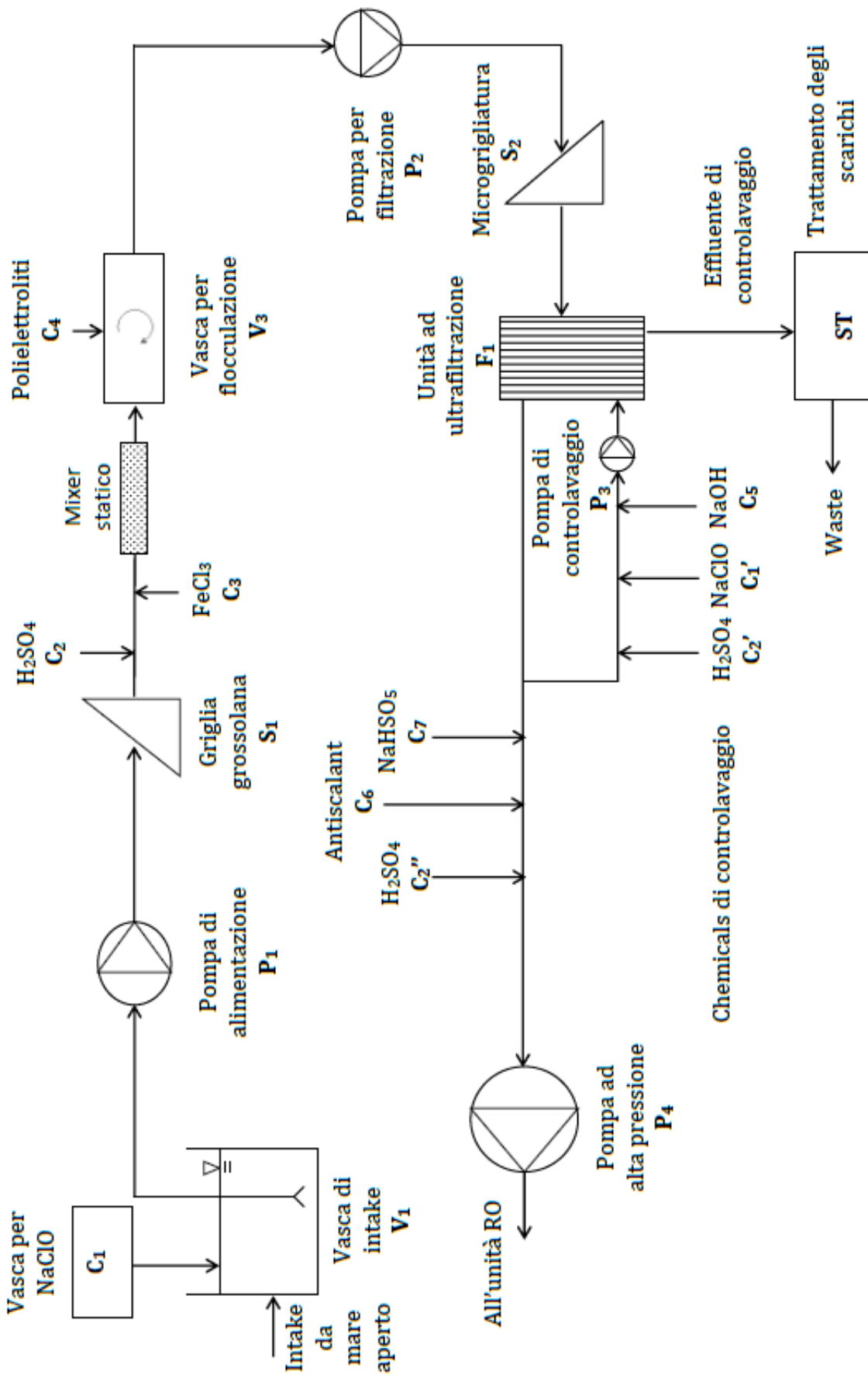


Figura 5.3.9 – Schema relativo al pretrattamento di ultrafiltrazione progettato per l'impianto di dissalazione di Bari.

A monte dell'unità di ultrafiltrazione, sono invariati rispetto al caso di pretrattamento tramite filtro a sabbia gli stadi di clorazione, dechlorazione, *grigliatura grossolana* (S_1) e i processi di coagulazione (comprendenti anche il dosaggio polielettroliti e di cloruro ferrico). A valle del sistema UF rimangono inalterati il dosaggio antiscalant, acido solforico e bisolfito di sodio (rispettivamente immessi per inibire la precipitazione di sali poco solubili, per aggiustare il pH e per rimuovere il cloro residuo). Sono invece caratteristiche del pretrattamento UF le fasi *microgrigliatura* (S_2), di filtrazione a membrana (F_1), i relativi sistemi di lavaggio e controlavaggio e il dosaggio di specifici chemicals.

Si noti inoltre che si è scelto di non introdurre un filtro a cartuccia a monte dell'unità RO, in quanto tale installazione risulterebbe irragionevole: infatti la dimensione del mezzo filtrante a membrana è già di un ordine di grandezza inferiore rispetto al taglio del filtro in questione, pari a $5 \mu\text{m}$ (N. Voutchkov, 2010).

Si procede quindi descrivendo quegli stadi che, non essendo previsti nel pretrattamento con filtro a sabbia, non sono stati precedentemente analizzati.

A scopo di protezione da particelle grossolane, che potrebbero determinare problemi di intasamento, e da sostanze solide appuntite, che danneggerebbero le membrane, l'unità di ultrafiltrazione è preceduta da una microgrigliatura con taglio pari a $120 \mu\text{m}$.

I controlavaggi delle membrane UF e le procedure di pulizia in situ, quando necessari, sono completamente automatizzati e regolati grazie ad un Controllore Logico Programmabile⁵ (PLC).

Ogni controlavaggio è effettuato tramite l'acqua filtrata in uscita dal sistema UF e stoccata in un apposito serbatoio, la cui direzione di flusso viene però invertita. Tale operazione, eseguita in tempi brevi ma piuttosto di frequente, assicura che la superficie e i pori delle membrane rimangano puliti e riduce notevolmente i fenomeni di fouling, anche grazie all'azione degli opportuni chemicals immessi (acido solforico H_2SO_4 , ipoclorito di sodio NaClO e idrossido di sodio NaOH).

Un ciclo di controlavaggio tipicamente dura 1-2 minuti ed è eseguito ogni 20-60 minuti.

Sebbene tali cicli riducano il tasso netto totale di permeazione del sistema UF, i benefici che apportano grazie alla stabilizzazione e all'affidabilità delle prestazioni compensano totalmente il suddetto inconveniente.

⁵ Strumento hardware componibile che esegue un programma ed elabora i segnali digitali ed analogici provenienti da sensori e diretti agli attuatori presenti in un impianto industriale.

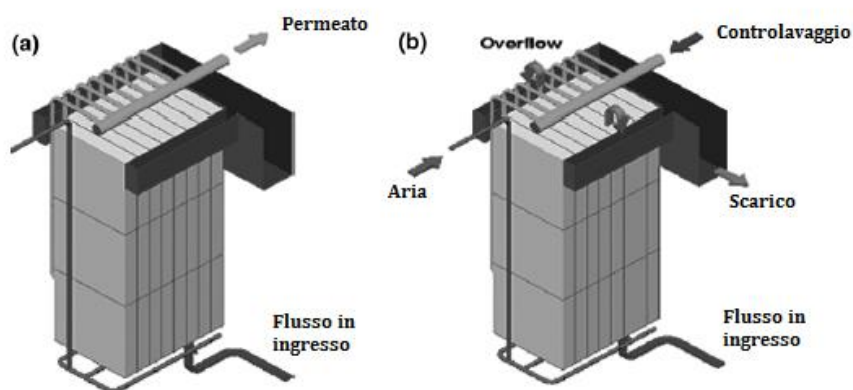


Figura 5.3.10 – (a) Sistema UF in modalità filtrazione. (b) Sistema UF in modalità controlavaggio.

Grazie ad un diametro nominale di circa $0,02 \mu\text{m}$, le membrane UF riescono a produrre un flusso idrico caratterizzato da un valore di SDI_{15} ⁶ inferiore a 2,5 e spesso anche a 1,0, da Solidi Totali Sospesi⁷ (TDS) minori di 2 mg/l e da una torbidità inferiore a 0,1 NTU, anche in caso di eventi che ne favoriscono l'aumento.

Occorre inoltre ricordare che l'accoppiamento tra ampia superficie e disposizione compatta offerto dalle membrane permette di ridurre notevolmente le dimensioni del settore dell'impianto dedicato ai pretrattamenti: tale soluzione è quindi auspicabile in caso di retrofit e consente di determinare un impatto minore rispetto all'uso del suolo.

In Tabella 5.3.4 e 5.3.5 vengono riportate le schede tecniche dei pretrattamenti ad ultrafiltrazione, rispettivamente per l'impianto di Fujairah e per l'impianto di Bari. Si ricordi che alcuni dati relativi all'impianto pugliese sono stati scalati da quello già esistente collocato negli Emirati Arabi.

⁶ Parametro adimensionale che consente di ricavare indicazioni sulla quantità di particelle in un'acqua da trattare con membrane. La procedura consiste in una prova di filtrazione su disco con porosità $0,45 \mu\text{m}$ estesa su un intervallo di tempo (normalmente 15 minuti) sufficientemente lungo per cogliere il "potenziale sporcante". La maggior parte dei produttori di elementi a membrana ad osmosi inversa utilizzano il controllo di questo parametro per il mantenimento di garanzie di processo; in genere valori di tale indice inferiori a 4 indicano che non è necessario inserire un pretrattamento prima dell'unità di osmosi inversa.

⁷ Parametro che indica la quantità di solidi (misurati solitamente in mg/L) presenti in sospensione che possono essere separati tramite mezzi meccanici energici quali la filtrazione sotto vuoto o la centrifugazione di un campione di liquido.

Tabella 5.3.4 - Componenti e parametri relativi al sistema ad ultrafiltrazione progettato per il dissalatore di Fujarah-1 (impianto a osmosi inversa con capacità di 416.000 m³/giorno di acqua di alimentazione).

Componenti	Funzione	Parametri di progettazione	Note
Pompa di alimentazione	Pompare l'acqua di alimentazione attraverso il sistema di pretrattamento	N. pompe: 1 in esercizio, 1 in standby Portata: 19,336 m ³ /h	
Agente coagulante	Agente chimico utilizzato per coagulare le particelle, garantendo così una migliore filtrazione	Soluzione di FeCl ₃	Consumo: 448 L _{sol} /giorno Concentrazione: 0.2 mgFeCl ₃ /L _{sw}
Unità di ultrafiltrazione	Filtrare l'acqua da Tutte le particelle considerate dannose per la membrana a osmosi inversa	N. unità: 22 N. blocchi per unità: 47 N. elementi per blocco: 4 Area membrana per elemento: 55 m ²	
Sistemi di lavaggio	Lavaggio e controlavaggio del sistema UF per proteggere la membrana e assicurare una buona qualità dell'acqua in ingresso all'unità RO	Contro lavaggio utilizzando acqua potabile Agenti chimici che migliorano il controlavaggio(CEB)	Frequenza: 1 volta ogni 45 minuti per 45 secondi Portata: 1640 m ³ /h Frequenza: 1 volta ogni 24 ore Metodo: immersione per 10 minuti, poi contro lavaggio per 45 secondi Portata: 1,293 m ³ /h
Agenti chimici (CEB)	Agenti chimici necessari per il lavaggio dell'unità UF in modo da prevenire le incrostazioni	Soluzione di NaOCl Soluzione di NaOH Soluzione di H ₂ SO ₄	Consumo: 631 L _{soluz} /giorno Concentrazione: 200 mgNaOCl/L Consumo: 78.1 L _{soluz} /giorno Concentrazione: 110 mgNaOH/L Consumo: 202 L _{soluz} /giorno Concentrazione: 770 mgH ₂ SO ₄ /L

Tabella 5.3.5 - Componenti e parametri relativi al sistema di pretrattamento a ultrafiltrazione per il dissalatore Bari (impianto a osmosi inversa con capacità di 135.600 m³/giorno di acqua di alimentazione).

Componenti	Funzione	Parametri di progettazione	Note
(V₁) Vasca di intake	Vasca per l'accumulo dell'acqua di alimentazione captata dal mare	Numero di vasche in parallelo: 4 Volume complessivo: 30.940 m ³ (7735 m ³ per vasca)	Minimo tempo di ritenzione idraulica: 5 h
(C₁) Clorazione con ipoclorito di sodio NaClO	Prevenzione alla crescita di materia biologica all'interno dell'impianto	Dosaggio in continuo (scenario peggiore): 22,4 L _{soluz} /h Soluzione di NaClO al 12%	Concentrazione da garantire: 0,5 mgNaOCl/L _{sw}
(V₂) Vasca per ipoclorito di sodio	Unità di stoccaggio per ipoclorito di sodio (NaClO)	Materiale: vetro rinforzato in plastica Capacità: 20 m ³	Ipotesi per il calcolo della capacità: funzionamento dell'impianto garantito per 24 h a piena potenzialità
(P₁) Pompa di alimentazione	Pompaggio dell'acqua di alimentazione attraverso il sistema di pretrattamento	Numero di pompe: 6 in parallelo (tipo centrifugo) Pressione: 1 bar Portata totale: 6.188 m ³ /h	
(S₁) Grigliatura grossolana	Griglia da 10 mm per bloccare le particelle di tali dimensioni		
(C₂) Aggiustamento da 8.8 a 7.5 con acido solforico H₂SO₄	Effettuato per ottimizzare la flocculazione e minimizzare la presenza di ferro disciolto	Dosaggio in continuo (scenario peggiore): 51,2 L _{soluz} /h Soluzione di H ₂ SO ₄ al 93%	Concentrazione da garantire: 14,1 mH ₂ SO ₄ /L _{sw}
(C₃) Agenteagulante	Agente chimico usato per coagulare le particelle garantendo così una migliore filtrazione	Dosaggio in continuo (scenario peggiore): 54,3 L _{soluz} /h Soluzione di FeCl ₃ al 40%	Concentrazione da garantire: 5 mgFeCl ₃ /L _{sw}
(C₄) Polielettroliti	Polimeri che ottimizzano il processo di coagulazione	Dosaggio in continuo (scenario peggiore): 9,1 L _{soluz} /h Soluzione di polielettroliti al 40%	Concentrazione: 1,5 mgPoliel/L _{sw}
(V₃) Vasca per flocculazione	Vasca in cui vengono aggiunti i polielettroliti	Materiale: calcestruzzo N. linee: 8 N. vasche per linea: 2 Volume per vasca: 64 m ³	Calcolo: $V_{tot} = Q_{sw} \cdot t$ permanenza ($t_{permanenza} = ca. 0,167 h$)
(P₂) Pompa per filtrazione	Pompaggio del flusso idrico attraverso il sistema UF	Numero di pompe: 6 in parallelo (tipo centrifugo) Pressione: 1,5 bar Portata totale: 6.188 m ³ /h	

(S₂) Microgrigliatura	Griglia da 120 µm per fermare le particelle di tali dimensioni		
(F₁) Unità ad ultrafiltrazione	Filtrazione da tutte le particelle considerate dannose per l'unità RO	N. moduli di membrana: 1.680 N. moduli/blocco: 35 N. blocchi: 48 Area effettiva totale: 85.848 m ²	
(ST) Trattamento degli scarichi	Trattamento necessario per poter immettere nell'ambiente lo scarico dell'unità UF		
(CL) Controlavaggio con acqua potabile	Lavaggio del sistema UF per proteggere le membrane e assicurare una buona qualità dell'acqua in ingresso all'unità RO	N. cicli di filtrazione e di controlavaggi CL da 1 min da effettuarsi giornalmente: 44,9 Portata: 335 m ³ /h	
(CEB) Controlavaggio con chemicals: (C₂', C₁' e C₅) H₂SO₄, NaClO e NaOH	Lavaggio del sistema UF per rendere le membrane pulite ed evitare fenomeni di fouling	Frequenza: 1 volta/giorno Durata: 20 min Portata: 31 m ³ /h Dosaggio in continuo di H ₂ SO ₄ (scenario peggiore): 2,83 L _{soluz} /h Dosaggio in continuo di NaClO (scenario peggiore): 8,83 L _{soluz} /h Dosaggio in continuo di NaOH (scenario peggiore): 1,08 L _{soluz} /h	Concentrazione di H ₂ SO ₄ in soluzione: 1704,7gH ₂ SO ₄ /L _{sol} Concentrazione di NaClO in soluzione: 145,2 NaClO/L _{sol} Concentrazione di NaOH in soluzione: 1350 g NaOH/L _{sol}
(P₃) Pompa di controlavaggio	Pompaggio in direzione invertita del flusso di controlavaggio attraverso le membrane	Frequenza: 1 volta/giorno Durata: 10 minuti Pressione: 3 bar Portata di controlavaggio: 340m ³ /h	
(C₂'') Aggiustamento pH con acido solforico H₂SO₄	Effettuato per ottimizzare la flocculazione e minimizzare la presenza di ferro disciolto	Dosaggio in continuo (scenario peggiore): 51,2 L _{soluz} /h Soluzione di H ₂ SO ₄ al 93%	Concentrazione da garantire: 14,1 mH ₂ SO ₄ /L _{sw}

(C₆) Inibizione della precipitazione di sali poco solubili con antiscalant	Protezione della membrana dalla deposizione di specie chimiche	Dosaggio in continuo (scenario peggiore): 12,3 L _{soluz} /h Soluzione di antiscalant al 10%	Concentrazione garantire: 2,5 mgAntisc/L _{sw}
(C₇) Declorazione con bisolfito di sodio NaHSO₃	Rimozione cloro residuo	Dosaggio in continuo (scenario peggiore): 13,7 L _{soluz} /h Soluzione di NaHSO ₃ al 33%	Concentrazione da garantire: 3 mgNaHSO ₃ /L _{sw}
(P₄) Pompa ad alta pressione	Consente di pompare l'acqua in uscita dall'unità di pretrattamento all'unità di osmosi inversa		

5.3.3. UNITÀ DI OSMOSI INVERSA

Il processo di dissalazione mediante la tecnologia ad osmosi inversa sfrutta l'azione di una membrana semipermeabile per separare il flusso idrico prelevato dal mare dai sali in esso contenuti.

L'acqua da dissalare viene sospinta dalla pressione impostata e scorre pertanto attraverso la membrana, producendo da una parte un flusso idrico dissalato, dall'altra un concentrato salino trattenuto nel comparto di alimentazione.

La membrana semipermeabile è quindi interposta tra un flusso idrico caratterizzato da alta concentrazione di sali ed uno invece a bassa concentrazione: in condizioni naturali la portata idrica tenderebbe a scorrere dal comparto ad alta concentrazione verso quello a bassa concentrazione, con l'obiettivo di ristabilire l'equilibrio termodinamico tra le due soluzioni, imponendo un livello pressoché analogo di salinità.

Per indurre il passaggio del flusso ad alto contenuto di sali attraverso la membrana semipermeabile, garantendo così la produzione di una portata dissalata, il processo di osmosi inversa deve invertire la tendenza spontanea all'equilibrio: occorre perciò imporre un'elevata pressione idraulica al flusso idrico alimentato all'unità di processo.

Per comprendere appieno il principio fisico e tecnologico delle membrane ad osmosi inversa, si rappresenta in Figura 5.3.11 lo schema di processo.

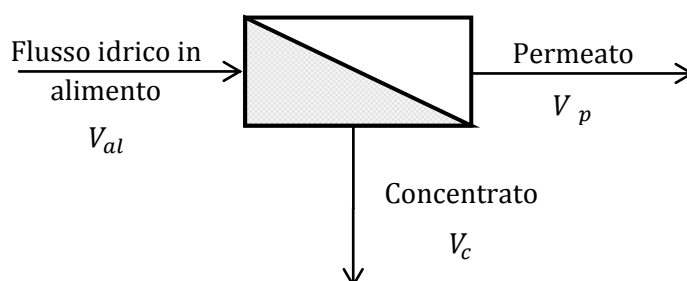


Figura 5.3.11 – Schema di processo dell'unità ad osmosi inversa. In ingresso è indicato con V_{al} il flusso idrico prelevato dal mare e alimentato alle membrane in seguito ad un aumento di pressione. In uscita dall'unità vi è da una parte il flusso di concentrato V_c , caratterizzato da un'elevata concentrazione di sali, dall'altra la portata di permeato V_p , avente un ridotto contenuto di sali.

Ripercorrendo quanto schematizzato in Figura 5.3.11, il flusso idrico V_{al} prelevato dal mare è alimentato alle membrane di osmosi in seguito ad aumento di pressione fino a 50 – 70 bar. Una parte di tale flusso permea attraverso la membrana andando a costituire una portata a bassa concentrazione di sali, il cosiddetto permeato V_p .

Per contro parte del flusso di alimento permane all'interno del canale di alimentazione insieme ai sali respinti, formando il concentrato salino V_c .

Tramite le variabili riportate è possibile definire due dei principali parametri che caratterizzano un impianto di dissalazione, ovvero il coefficiente di recovery e il tasso di rejection.

Il coefficiente di recovery, in genere identificato dalla lettera α , quantifica il rapporto tra la massa di permeato prodotta e la massa di acqua in ingresso al sistema:

$$\alpha = \frac{V_p}{V_{al}} \quad (5.3.1)$$

Si ricordi che V_p e V_{al} sono portate e perciò sono espresse generalmente in m^3/h .

Il tasso di rejection, riferito ad un modulo RO, è definito come rapporto tra la differenza delle concentrazioni in alimento e del permeato e la concentrazione in alimento (*J. Gebel, S. Yüce, 2008*). Si noti che con le concentrazioni sono indicate con la lettera \bar{w} e vengono di solito dimensionalmente riportate in mg/L:

$$R_i = \frac{\bar{w}_{al} - \bar{w}_p}{\bar{w}_{al}} = 1 - \frac{\bar{w}_p}{\bar{w}_{al}} \quad (5.3.2)$$

Il significato e l'importanza dei suddetti parametri verranno approfonditi all'interno del capitolo 6.

Un aspetto di rilievo riguarda i materiali con cui vengono realizzate le membrane stesse: le prestazioni dell'unità RO sono infatti fortemente influenzate dalle caratteristiche chimiche e fisiche dei composti costituenti.

Il materiale ideale dovrebbe essere in grado di produrre un elevato flusso di permeato e al contempo essere altamente selettivo, in modo da minimizzare i passi e ottimizzare il processo. Altre proprietà d'interesse concernono la stabilità chimica, la resistenza fisica, la non biodegradabilità e l'economicità del composto utilizzato. È inoltre fondamentale che il materiale sia scarsamente soggetto all'occlusione e al fenomeno di fouling, dato del deposito di particelle e sali sulla superficie delle membrane stesse.

I materiali che oggi vengono più diffusamente adottati sono l'acetato di cellulosa (CA) e la poliammide (PA).

Fino a qualche anno fa l'acetato di cellulosa era effettivamente il composto più comune, ma sono state riscontrati alcuni svantaggi non indifferenti. Nonostante le membrane in CA siano ben permeabili all'acqua grazie alla peculiare idrofilia del materiale e consentano di minimizzare il rischio di fouling, esse non tollerano temperature superiori ai 30°C e sono limitatamente resistenti. Poiché le condizioni operative di processo prevedono alte pressioni, la scarsa resistenza delle membrane provoca una compattazione e una non trascurabile

perdita di permeabilità delle stesse, ripercussioni aggravate dalle alte temperature (C. Fritzmann *et al.*, 2006). Inoltre tale materiale è suscettibile a biodegradazione e non tollera una concentrazione di cloro libera superiore a 1 mg/L. Per tutti i suddetti motivi le membrane in CA sono caratterizzate da un tempo di vita utile pari circa a 2 anni e mezzo.

Recenti studi hanno quindi individuato nella poliammide il materiale che meglio corrisponde alle caratteristiche ideali enunciate in precedenza.

Le membrane poliammidiche sono infatti chimicamente e fisicamente più stabili, non subiscono alcun tipo di degradazione biologica e, a parità di condizioni di pressione di esercizio e temperatura, generano un flusso di permeato quantitativamente superiore e un maggior tasso di rejection rispetto alle membrane in CA.

Sono stati riscontrati solo due svantaggi dati dall'impiego della poliammide: in primo luogo le membrane risultano meno tolleranti alla presenza di ossidanti, quali ozono e cloro libero; inoltre sono più fortemente suscettibili al fenomeno di fouling.

Le migliori prestazioni, la maggior stabilità chimico-fisica e l'ottima resistenza meccanica hanno comunque reso le membrane in PA le più diffuse sul mercato.

A livello configurazionale, la tipologia di membrana attualmente più comune è quella a spirale avvolta (in inglese spiral wound), che rispetto alla datata configurazione a fibre cave capillari presenta una migliore permeabilità e una maggiore semplicità costruttiva, indice anche di convenienza economica (C. Fritzmann *et al.*, 2007).

La configurazione a spirale avvolta prevede che due fogli di membrana siano separati da uno strato poroso per il drenaggio del permeato, che fluisce poi mediante un apposito tubo forato. Il foglio piano così strutturato è detto lamina. Tale lamina è avvolta a spirale attorno al tubo centrale per il convogliamento del permeato.

Una rete spaziatrice viene posizionata sopra la lamina prima che essa venga arrotolata: essa costituirà pertanto il canale di scorrimento per il flusso di alimento o per quello di concentrato.

Il processo di convogliamento è di seguito descritto: l'acqua di mare è alimentata da una delle due estremità del modulo di membrana e percorre il canale ricavato dalla rete spaziatrice: parte dell'acqua drena e va a costituire il permeato, mentre la frazione rimanente permane all'interno della membrana, diventando il concentrato. Il permeato viene convogliato attraverso lo strato poroso interposto tra le due membrane nella lamina sino al tubo centrale; il flusso di concentrato esce invece dal lato opposto rispetto all'estremità di alimento.

In Figura 5.3.12 è riportata la rappresentazione di una membrana con configurazione a spirale avvolta.

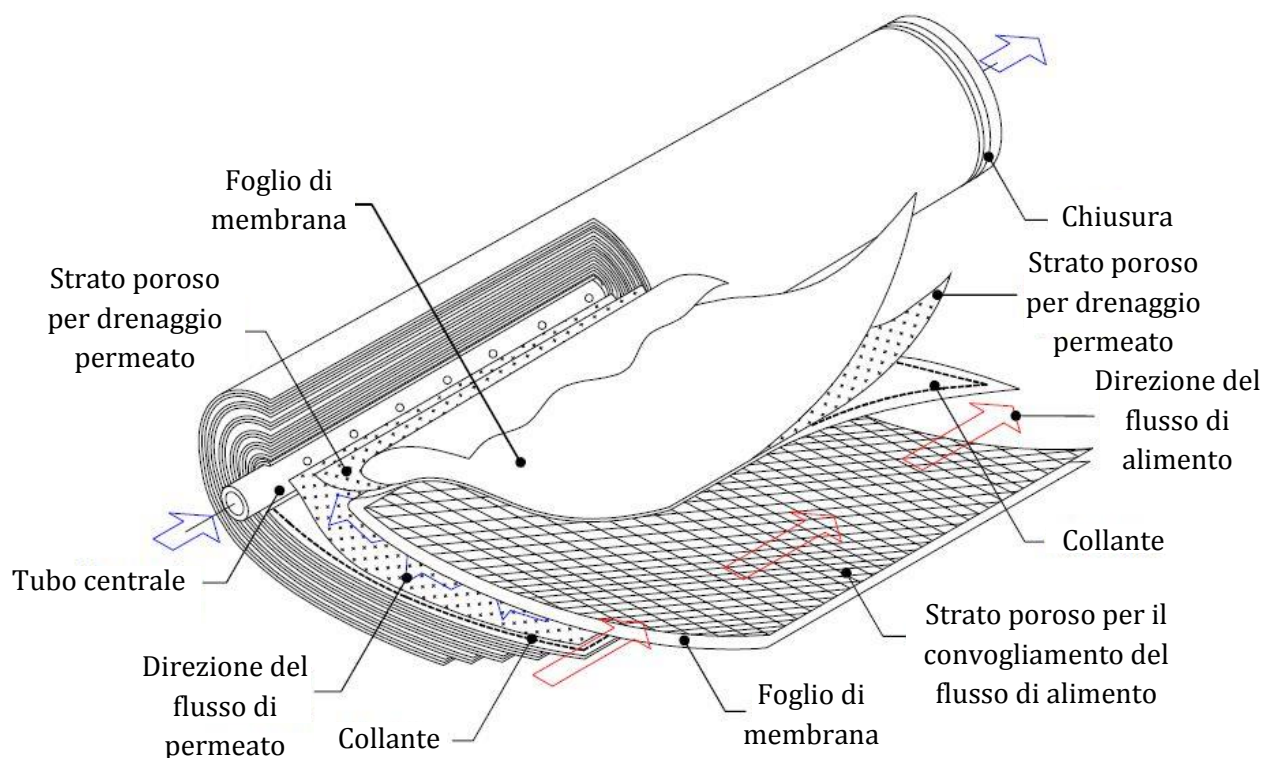


Figura 5.3.12 – Rappresentazione di una membrana con configurazione a spirale avvolta: l'acqua di mare è alimentata da una delle due estremità del modulo di membrana e percorre il canale ricavato dalla rete spaziatrice: parte dell'acqua drena e va a costituire il permeato, mentre la frazione rimanente permane all'interno della membrana, diventando il concentrato. Il permeato viene convogliato attraverso lo strato poroso interposto tra le due membrane nella lamina sino al tubo centrale; il flusso di concentrato esce invece dal lato opposto rispetto all'estremità di alimento.

Si procede quindi descrivendo la configurazione adottata per la sezione ad osmosi inversa. Per l'impianto in questione si è scelto uno schema double-pass: mediante questa struttura è possibile non solo ottenere una migliore qualità del permeato in uscita, garantendo il rispetto degli standard riportati nel D. Lgs 31/2001, ma anche ovviare al problema del boro.

Infatti, nelle condizioni di esercizio tipiche degli impianti di dissalazione a osmosi inversa, il pH è mantenuto tra valori leggermente acidi (6 – 6,5) e valori lievemente alcalini (7,8 – 8,2), range nel quale il boro si trova prevalentemente in forma indissociata. Di conseguenza le membrane, pur trattenendo la maggior parte dei soluti presenti nel flusso di alimento, non bloccano efficacemente il boro. D'altronde operare a pH superiori ai valori ordinari, con l'obiettivo di favorire la rimozione del boro, comporterebbe forti rischi di incrostazioni e determinando una riduzione del coefficiente di recovery imponente. Pertanto accade spesso che un impianto a osmosi inversa configurato secondo un singolo passo non sia in grado di garantire il rispetto dei limiti sulla concentrazione di boro nel prodotto finito (0,4 – 1 mg/L) in maniera affidabile: si opta quindi per una soluzione su due passi.

A sua volta ciascuno step (o passo) può essere articolato su più stadi: maggiore è il coefficiente di recovery α che si vuole raggiungere, più elevato è il numero di stadi che occorre utilizzare. Tali stadi saranno caratterizzati da un numero via via decrescente di recipienti a pressione, in modo da assicurare un'adeguata velocità del flusso idrico. Nel caso in esame si

assume la presenza di un solo stadio per il primo step di filtrazione, mentre per il secondo si prevede l'impiego di un doppio stadio, in quanto il coefficiente di recovery da imporre risulta maggiore.

Per fissare il numero di membrane, si fa riferimento al flusso specifico medio di permeato (average flux rate). Questo parametro è esprimibile come il rapporto tra il flusso di permeato $V_{p,i}$ allo step in esame e la superficie totale delle membrane in corrispondenza dello stesso passo (calcolabile mediante il prodotto tra la superficie di una singola membrana A_{membr} e il numero di elementi impiegati $n_{membr,i}$). La formulazione è di seguito trascritta:

$$f_{spec.medio,i} = \frac{V_{p,i}}{(A_{membr} \cdot n_{membr,i})} \quad (5.3.3)$$

Di fatto è necessario valutare il trade-off progettuale relativo al valore del flusso specifico medio di permeato. Imponendo un elevato average flux rate si riesce a limitare il numero di membrane impiegate, riducendo da un lato le specie ioniche presenti nel permeato, dall'altro il numero di membrane da adottare, apportando un calo anche nei costi capitali. Ciononostante in questo caso occorre incrementare la pressione di alimentazione, determinando un maggiore rischio di fouling.

Per contro, operando con un valore ridotto di average flux rate, si riducono i costi di esercizio, in quanto la pressione di alimentazione può essere inferiore, e si contiene il fenomeno di deposito di sali e particelle sulle membrane.

In Figura 5.3.13 è illustrata la configurazione della sezione ad osmosi inversa per il dissalatore in esame.

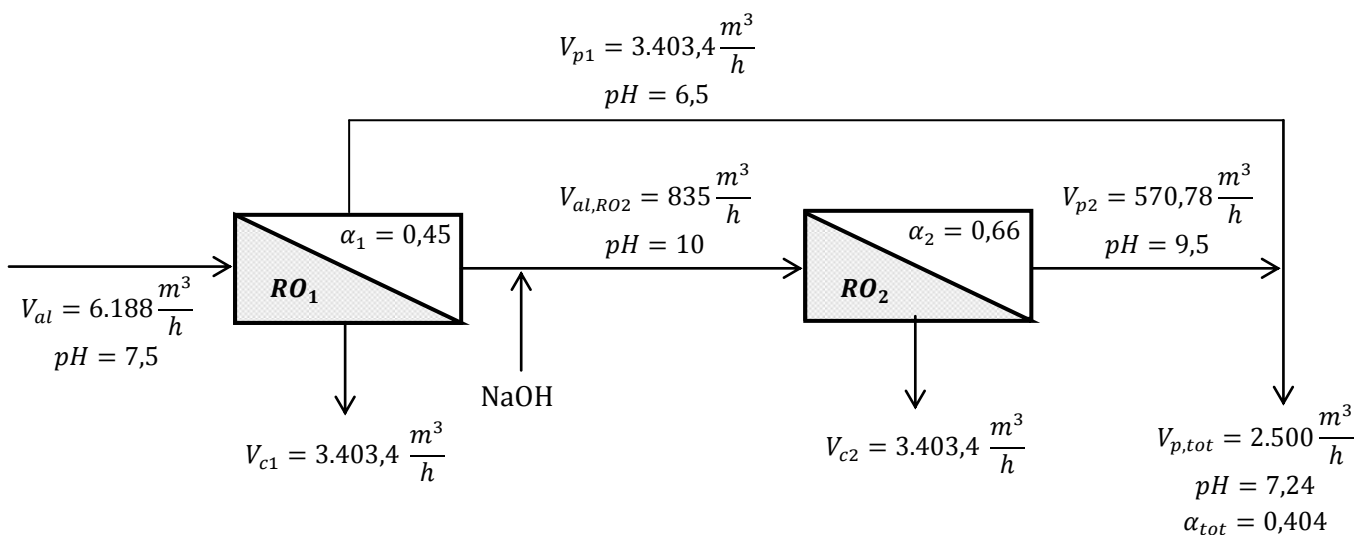


Figura 5.3.13 – Rappresentazione dello schema impiantistico relativo alla sezione ad osmosi inversa: la configurazione è double-pass, il coefficiente di recovery è del 45% nel primo step, mentre è pari a 66% nel secondo. Il recovery complessivo dell'impianto si attesta intorno al 40,4% (G. Solini, 2013).

Come è possibile dedurre da Figura 5.3.13, l'acqua preventivamente sottoposta ai pretrattamenti è alimentata al primo step di filtrazione, denominato RO_1 . La pressione del

flusso addotto viene innalzata a 65 bar mediante 6 pompe centrifughe multistadio operanti in parallelo. Durante il primo passo di osmosi il coefficiente di recovery α_1 è posto pari a 0,45 e gli elementi di membrane sono 7 in ogni pressure vessel.

I recipienti a pressione sono caratterizzati da una configurazione ibrida: nelle prime 3 posizioni vengono introdotte membrane High Rejection SWRO, mentre nelle ultime 4 si utilizzano quelle High rejection SWRO Low Energy, caratterizzate da un'alta permeabilità. Entrambi i modelli scelti sono prodotti dall'azienda giapponese Toray. In questo modo è possibile contenere i consumi energetici e limitare i problemi legati al fouling, garantendo una vita utile delle membrane più lunga.

Il permeato prodotto dai primi elementi di membrana dei recipienti a pressione bypassa il secondo step di osmosi (detto RO₂). Il flusso prodotto dai restanti elementi di membrana risulta di qualità inferiore a causa di una progressiva diminuzione della pressione efficace; tale portata è perciò indirizzata alla seconda unità di osmosi.

Lo step RO₂ è realizzato a pH 10 e opera con un coefficiente di recovery α_2 pari a 0,66; sono impiegate membrane per acqua salmastra, della tipologia denominata Brackish Water RO, e in ogni recipiente a pressione vi sono 6 elementi. Anche questa tipologia di membrane è realizzata da Toray.

La struttura di RO₂ segue uno schema multi-stadio: si effettuano infatti due stadi di filtrazione, necessari per soddisfare l'elevato valore di α_2 .

In Tabella 5.3.6 vengono riassunti i principali parametri caratterizzanti la sezione di osmosi inversa dell'impianto di Bari simulato.

Tabella 5.3.6 – Elenco dei valori di alcuni parametri progettuali calcolati sui due step di filtrazione (RO₁ e RO₂) e sul totale della sezione di osmosi inversa.

Parametro	Unità di misura	Step RO ₁	Step RO ₂	Unità di osmosi inversa (totale)
Coefficiente di recovery α	-	0,45	0,66	0,404
Pressione	bar	60-70	10-15	-
pH del permeato in uscita	-	6,5	9,5	7,24
N. elementi di membrana per pressure vessel	-	7	6	-
N. stadi	-	1	2	-

In Tabella 5.3.7 sono invece indicate le tipologie di membrane impiegate nei due step di osmosi.

Tabella 5.3.7 – Tipologie di membrane utilizzate nel passo di filtrazione RO₁ e in quello RO₂.

Step	N. elementi di membrana per recipiente	Tipologia di membrane
RO ₁	7	Elementi 1-3: High Rejection SWRO Elementi 4-7: High Rejection SWRO - Low Energy
RO ₂	6	Brackish Water RO

Noti il valore di SDI per l'acqua di alimento (Silt Density Index < 3) e i modelli di membrane scelti per ogni passo, è quindi possibile ricavare i range di ammissibilità di flusso specifico medio d'interesse, utili per la successiva quantificazione del numero di membrane da adottare.

Nello specifico per lo step RO₁ è consigliato che il valore di flusso specifico medio sia compreso tra 13 e 20 L/m²/h.

Relativamente al secondo step, l'intervallo suggerito per $f_{spec.medio,2}$ va da 29 L/m²/h a 42 L/m²/h.

Nel primo caso si sceglie di considerare un valore di $f_{spec.medio,1}$ intermedio rispetto agli estremi del range indicato, pari approssimativamente a 17 L/m²/h.

Per il secondo passo si preferisce invece operare con un average flux rate non elevato, in quanto si teme di poter incorrere in problemi di precipitazione di alcuni sali, quali il carbonato di calcio e l'idrossido di magnesio. Si assume quindi $f_{spec.medio,2}$ equivalente a circa 30 L/m²/h.

Si assuma inoltre che la superficie di una singola membrana sia pari a 40,88 m² per ognuna delle tipologie di membrane scelte.

Di conseguenza è possibile calcolare il numero di membrane necessarie per ognuno dei due step di osmosi mediante la seguente formula:

$$n. membr_i = \frac{V_{p,i}}{A_{membr} \cdot f_{spec.medio,i}} \cdot 1000 \text{ L/m}^3 \quad (5.3.4)$$

In Tabella 5.3.8 si riportano tutte le variabili necessarie al calcolo del numero di membrane effettivamente introdotte nell'impianto, la cui quantificazione è poi riportata nell'ultima colonna.

Tabella 5.3.8 – Elenco dei parametri necessari al calcolo del numero di membrane effettivamente introdotte nell'impianto, suddivise per step. La quantificazione viene effettuata mediante l'espressione (5.3.4).

Step	Portata di permeato prodotta [m ³ /h]	Area membrane [m ²]	Flusso specifico medio [L/m ² /h]	N. membrane da adottare
RO ₁	2.784,6	40,88	17,01	4.004
RO ₂	570,78	40,88	29,83	468

Poiché allo step RO₁ si è stabilito l'impiego di una configurazione ibrida nei recipienti a pressione, in Tabella 5.3.9 viene esplicitato il numero di membrane utilizzate suddivise per tipologia.

Tabella 5.3.9 – Riassunto delle tipologie e del corrispondente numero di membrane, suddivise per step, impiegate nella sezione di osmosi inversa dell'impianto simulato di Bari.

Step	Tipo di membrane	N. membrane utilizzate
RO ₁	SWRO High Rejection	1.716
	SWRO High Rejection - Low Energy	2.288
RO ₂	Brackish Water RO	468

5.3.4. POST-TRATTAMENTI E POTABILIZZAZIONE

Partendo da un'acqua marina di alimentazione con le caratteristiche elencate nel paragrafo 5.2 relativo ai dati di processo, il permeato in uscita dall'unità di osmosi inversa sarà contraddistinto dal contenuto medio salino riportato in Tabella 5.3.10.

Tabella 5.3.10 – Caratteristiche dell'acqua prodotta dall'unità di osmosi inversa (AQP, 2005). Nello specifico viene considerato un impianto nuovo, con minimo TDS del permeato e si assume come temperatura media dell'acqua di mare 20°C.

Parametro	Valore	Fonte
Calcio (Ca ⁺⁺)	0,7 ppm	(AQP, 2005)
Magnesio (Mg ⁺⁺)	2,0 ppm	(AQP, 2005)
Sodio (Na ⁺)	72,5 ppm	(AQP, 2005)
Potassio (K ⁺)	4,1 ppm	(AQP, 2005)
Cloruro (Cl ⁻)	117,5 ppm	(AQP, 2005)
Solfato (SO ₄ ⁻)	4,5 ppm	(AQP, 2005)
Bicarbonato (HCO ₃ ⁻)	1,3 ppm	(AQP, 2005)
TDS	202,6 ppm	(AQP, 2005)
pH	5,3	(AQP, 2005)

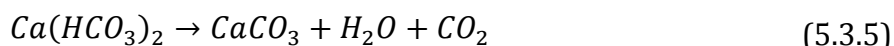
Le caratteristiche dell'acqua potabile sono definite a livello italiano dal D. Lgs. 31/2001, il quale definisce il contenuto salino adeguato per le acque destinate ad uso umano. All'interno di questo decreto non sono però stati rinvenuti alcuni parametri, per i quali si fa riferimento alle linee guide delineate dall'Istituto di Scienza dell'Alimentazione (ISA). In Tabella 5.3.11 si riportano tutti i parametri significativi relativi al contenuto salino delle acque potabili.

Tabella 5.3.11 – Contenuto salino dell'acqua destinata ad uso umano secondo il DLgs. numero 31/2001 e secondo l'Istituto di Scienza dell'Alimentazione (ISA).

Parametro	Valore	Fonte
Calcio (Ca ⁺⁺)	75 - 100 ppm	ISA
Magnesio (Mg ⁺⁺)	30 ppm	ISA
Sodio (Na ⁺)	200 ppm	D. Lgs. 31/2001
Potassio (K ⁺)	10 ppm	ISA
Cloruro (Cl ⁻)	250 ppm	D. Lgs. 31/2001
Solfato (SO ₄ ⁻)	250 ppm	D. Lgs. 31/2001
pH	6,5 - 8,5	ISA

Come si evince dal confronto fra le Tabelle precedenti, il contenuto salino del permeato prodotto dal processo di dissalazione è inferiore rispetto a quello richiesto per conferirgli le proprietà chimico-fisiche ed organolettiche proprie dell'acqua potabile. In aggiunta si nota come anche l'alcalinità ed il pH siano eccessivamente bassi rispetto agli standard richiesti per legge. Ciò è dovuto al fatto che le membrane ad osmosi inversa bloccano il passaggio dei

bicarbonati, lasciando però permeare la CO₂; quindi l'equilibrio del carbonio risulta spostato verso quest'ultima (5.3.5), mentre il pH è in campo acido.



Una bassa concentrazione di minerali oppure una perdita di stabilità tra carbonato di calcio, bicarbonato di calcio e anidride carbonica conferisce all'acqua un carattere aggressivo ed instabile. Di conseguenza essa, se non trattata, tenta di ritrovare l'equilibrio corrodendo i materiali con cui entra in contatto, ovvero quelli costitutivi delle linee di adduzione e distribuzione oppure della vasca di accumulo dell'acqua prodotta (*I. C. Watson et al., 2003*).

Per garantire la potabilità ed evitare fenomeni di corrosione delle tubazioni della rete idrica è necessario sottoporre l'acqua dissalata a processi di post-trattamento, che generalmente comprendono:

- Metodi di ricarbonatazione: metodi che consentono di aumentare l'alcalinità e il pH dell'acqua dissalata in modo da stabilizzarla;
- Metodi di remineralizzazione: metodi effettuati con l'obiettivo di incrementare il contenuto salino dell'acqua prodotta;
- Disinfezione: processo che permette di impedire l'ingresso di contaminanti nel sistema di distribuzione a causa di rotture della membrana o perdite.

Per l'impianto di dissalazione ad osmosi inversa simulato di Bari sono stati selezionati come post-trattamenti la ricarbonatazione per dissoluzione di calcite e la disinfezione. Nello specifico la ricarbonatazione consente di incrementare la durezza dell'acqua dissalata, permettendo quindi di uniformarsi al contenuto salino previsto dalla normativa vigente, senza l'utilizzo di metodi di remineralizzazione.

Il processo di dissoluzione della calcite ha luogo quando il flusso di permeato acido attraversa un letto granulare di pietra calcarea; in questo modo il carattere aggressivo dell'acqua dissalata nei confronti del carbonato di calcio ne permette la dissoluzione in acqua. La cinetica di tale reazione è però intrinsecamente lenta, quindi è opportuno procedere con una pre-acidificazione in modo da incrementarne la velocità. Tale operazione viene effettuata tramite il dosaggio di CO₂.

Nonostante la fase di pre-acidificazione, è possibile che l'acqua in uscita dalla ricarbonatazione abbia ancora un carattere aggressivo; per sopperire a tale problematica viene introdotta un'unità di post-alcalinizzazione, finalizzata all'incremento del pH dell'acqua attraverso il dosaggio di reagenti alcalini quali calce, soda o carbonato di calcio.

In Figura 5.3.14 viene rappresentato un schema esplicativo del processo di ricarbonatazione per dissoluzione di calcite.

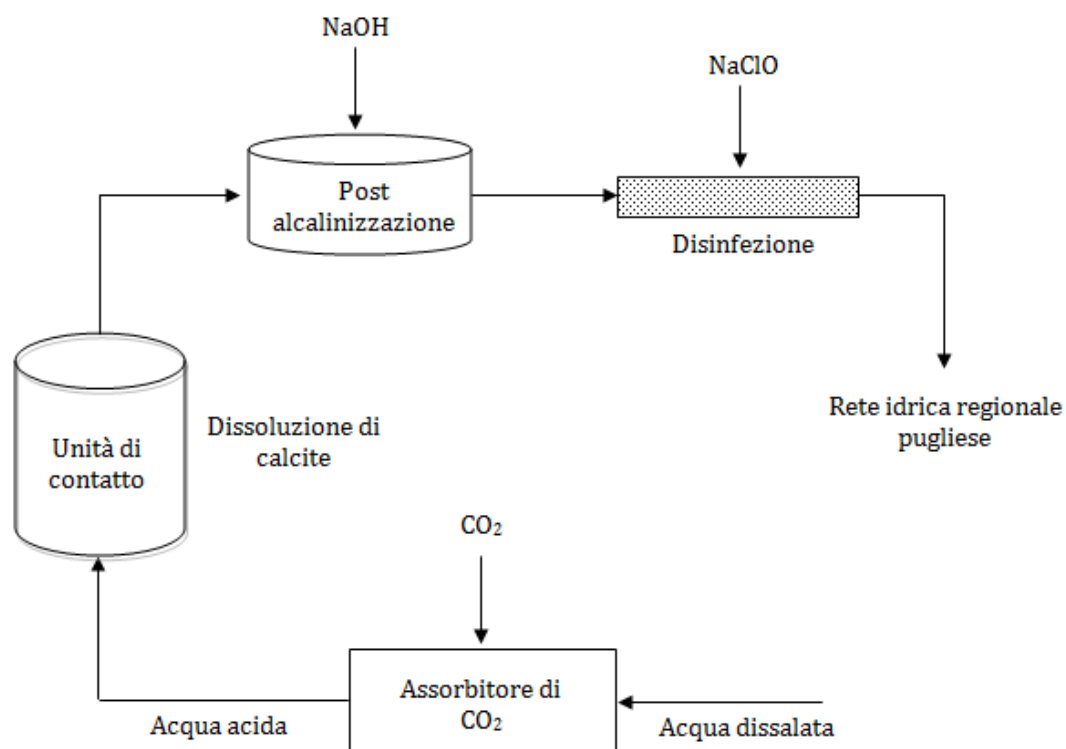


Figura 5.3.14 – schema esplicativo del processo di ricarbonatazione per dissoluzione di calcite, in cui l'acqua dissalata, pre-acidificata tramite CO_2 , attraversa un letto granulare di pietra calcarea per poi effettuare un aggiustamento del pH mediante dosaggio di reagenti alcalini.

Per quanto riguarda il dimensionamento di questa prima parte dei post-trattamenti è necessario considerare i tre processi di cui è costituita:

- Pre-acidificazione: il dosaggio di CO_2 avviene direttamente in tubo ad una velocità di 0,07 m/s in condizione di pressione all'interno della tubazione non elevata; la quantità di CO_2 necessaria viene riportata in Tabella 5.3.12 sia per lo scenario estivo sia per quello invernale.

Tabella 5.3.12 – Dosaggio di CO_2 necessario alla fase di pre-acidificazione del metodo di ricarbonatazione a dissoluzione di calcite sia per lo scenario estivo sia per quello invernale (G. Solini, 2013).

Parametro	Scenario estivo	Scenario invernale
Alcalinità permeato (mg $CaCO_3/L$)	0,65	0,61
pH permeato	7,76	5,72
Dosaggio di CO_2 (mg/L)	24	22

- Unità di contatto: composta da un supporto granulare in calcite che, se attraversato da un flusso di acqua, rilascia $CaCO_3$. Il flusso di acqua è in modalità upflow, in modo da recuperare per ridissoluzione parte della CO_2 gassosa liberata per cavitazione; inoltre periodicamente è necessario ricaricare il supporto di contatto ed effettuare un controlavaggio per evitare sia l'incremento di torbidità dell'acqua prodotta sia possibili

fenomeni d'intasamento. In Tabella 5.3.13 vengono riportati il numero di celle e di linee che compongono questa fase della ricarbonatazione, con le relative dimensioni; mentre in Tabella 5.3.14 vengono riassunti i parametri operativo del processo in questione.

Tabella 5.3.13 – Numero di celle e di linee che compongono l'unità di contatto della fase di ricarbonatazione con le relative dimensioni (G. Solini, 2013).

Parametro	Valore
Numero di celle	25
Numero di linee	5
Numero di celle per linea	5
Superficie singola cella (m ²)	10
Lunghezza singola cella (m)	5
Larghezza singola cella (m)	2
Altezza singola cella (m)	3

Tabella 5.3.14 – Numero di celle e di linee che compongono l'unità di contatto della fase di ricarbonatazione con le relative dimensioni (G. Solini, 2013).

Scenario	Temperatura [°C]	Portata acqua dissalata [m ³ /h]	Numero di linee di ricarbonatazione operative	Carico idraulico superficiale [m/h]	Tempo di contatto a letto vuoto [min]
Invernale	11	2.500	5	10	18
Estivo	27	2.500	4	12	14,4

- **Post-alkalinizzazione:** il reagente alcalino prescelto per questa fase è la soda (NaOH), in fase di dimensionamento non è possibile però prevedere in modo preciso il dosaggio di soda da iniettare nel sistema, in quanto esso dipende dal livello di completezza raggiunto dalla reazione di dissoluzione di CaCO₃. In ogni caso la quantità di soda è stimato tra 2 e 4 mg/L; un valore preciso sarà ottenibile in fase di gestione dell'impianto.

L'acqua prodotta dal processo di dissalazione e successivamente sottoposta a ricarbonatazione non presenta virus o batteri, ma, essendo essa destinata ad uso umano, è buona norma operare una post-disinfezione prima di immetterla nella rete idrica regionale. Tale fase viene portata a termine tramite il dosaggio di ipoclorito di sodio (NaClO). La miscelazione tra l'acqua da inviare alla rete e la soluzione di NaClO è garantita grazie ad un miscelatore statico in linea. In Tabella 5.3.15 viene riportato il dosaggio di NaClO per garantire una concentrazione di cloro libero in acqua pari a 0,1 ppm.

Tabella 5.3.15 – Dosaggio di NaClO tale da garantire una concentrazione di cloro libero nell'acqua da inviare alla rete idrica pari a 0,1 ppm (G. Solini, 2013).

Parametro	Valore
Portata acqua prodotta	2.500 m ³ /h
Concentrazione Cl ₂ per la disinfezione	0,1 ppm
Portata soluzione commerciale di NaClO da iniettare nel flusso di acqua	1,8 L/h

Una volta effettuati i post-trattamenti appena descritti, l'acqua dissalata possiede le proprietà chimico-fisiche necessarie per il consumo da parte dell'uomo e può quindi essere introdotta nella rete idrica regionale pugliese.

5.4. PIANO DI CHIUSURA E DI DISMISSIONE DELL'IMPIANTO

La vita prevista per l'impianto di dissalazione simulato di Bari è di circa 50 anni, a meno di interventi di manutenzione che ne consentano di prolungare il periodo di operatività.

Il Piano dettagliato di Chiusura verrà redatto nel momento in cui si deciderà di sospendere in via definitiva la fase di esercizio e avrà prevalentemente lo scopo di identificare eventuali sorgenti di rischio per l'ambiente, la salute e la sicurezza, definire le strategie per lo smaltimento dei materiali di risulta, stabilire le attività per il ripristino del sito e verificarne l'idoneità a fine attività in funzione dell'utilizzo previsto.

Il Piano di chiusura sarà quindi articolato nelle seguenti fasi operative:

- Progettazione;
- Decommissioning e demolizione degli impianti, degli edifici e delle infrastrutture;
- Ripristino delle condizioni iniziali del sito.

Durante la progettazione verrà predisposto un Piano Ambientale di Dismissione che conterrà le azioni, le attività e i tempi necessari per gestire la chiusura dell'impianto.

In tale Piano verranno in primo luogo definite le azioni di messa in sicurezza e di eliminazione dei rifiuti; in seguito si valuteranno le possibilità di recupero e riutilizzo dei macchinari e dei componenti dell'impianto.

La fase di decommissioning e dismissione verrà appaltata a una o più Ditte specializzate, munite di tutti i requisiti necessari per garantire le massime condizioni di sicurezza e di protezione dell'ambiente e della salute durante le operazioni sul sito.

Dovrà essere prevista la restituzione dei suoli alle condizioni ante-operam ovvero secondo un progetto di valorizzazione e riqualificazione urbanistica e ambientale. Anche questa operazione comporterà la costruzione delle piazzole per il posizionamento delle gru e il rifacimento della viabilità di servizio in misura tale da consentire l'allontanamento delle varie parti costituenti i macchinari e delle componenti edilizie impiegate.

I macchinari potranno essere sezionati in loco, permettendo l'impiego di automezzi più piccoli per il trasporto degli stessi. Verranno demolite, se necessario, anche le opere edili realizzate, a meno che l'amministrazione pubblica non individui la possibilità di una riutilizzazione all'interno di un piano di riqualificazione urbanistica.

Nel caso in cui si preveda lo smantellamento degli edifici, a questi seguirà l'eliminazione della viabilità di servizio e si provvederà alla rinaturalizzazione dell'area.

Le uniche opere per le quali non si prevede la completa demolizione sono quelle di fondazione, che saranno comunque smembrate negli strati più superficiali e ricoperte con terreno vegetale.

L'attività principale di ripristino sarà costituita dal riempimento degli scavi dovuti alle opere di demolizione e dalla rimodellazione parziale del sito, che andrà concordata con gli Enti autorizzativi e di controllo all'atto della dismissione. Nell'ipotesi in cui si preveda la dismissione totale di tutte le componenti dell'impianto, gli interventi di dismissione dovranno garantire il recupero delle condizioni naturali originali.

6. USO OTTIMALE DELL'ENERGIA

Produrre acqua potabile caratterizzata da livelli di qualità internazionalmente approvati e al minimo costo è l'obiettivo principale di ogni azienda o ente operante nel settore idrico.

La dissalazione è però considerata uno dei metodi più costosi per la produzione di acqua potabile, a causa del notevole fabbisogno energetico che contraddistingue tali impianti.

Il costo dell'energia corrisponde infatti al 30-50% del costo totale di produzione dell'acqua e può arrivare ad incidere sui costi operativi per più del 75%, a seconda del prezzo dell'elettricità nell'area considerata. Molti studi (A. M. Farooque et al., 2004) hanno quindi dimostrato che in tutti i sistemi RO l'energia è la componente che maggiormente condiziona il costo totale per unità d'acqua prodotta, seguita dal costo dei macchinari. I dati sopra riportati fanno però riferimento ad impianti non dotati di dispositivi di recupero energetico (Energy Recovery Devices, ERD).

Sin dai primi anni dall'implementazione della tecnologia ad osmosi inversa, intorno al 1970, la necessità di trovare delle soluzioni per ridurre i costi operativi ha rappresentato un punto chiave nell'ambito della ricerca.

Recenti progressi hanno consentito di ridurre in misura rilevante il costo della produzione di acqua da dissalazione mediante l'introduzione di dispositivi ERD e l'utilizzo di membrane RO all'avanguardia.

Dalla metà degli anni '80 si è quindi iniziato a usufruire di sistemi ERD all'interno dei dissalatori dotati di tecnologia RO; attualmente la gran parte degli impianti ne è provvista.

Nel grafico di Figura 6.1 si riporta l'andamento del consumo energetico specifico relativo a dissalatori dotati di tecnologia osmosi inversa a partire dal 1980. I valori di riferimento sono quelli medi tratti da impianti realmente esistenti; non sono infatti contemplati studi legati a impianti pilota (C. Fritzmann et al., 2007).

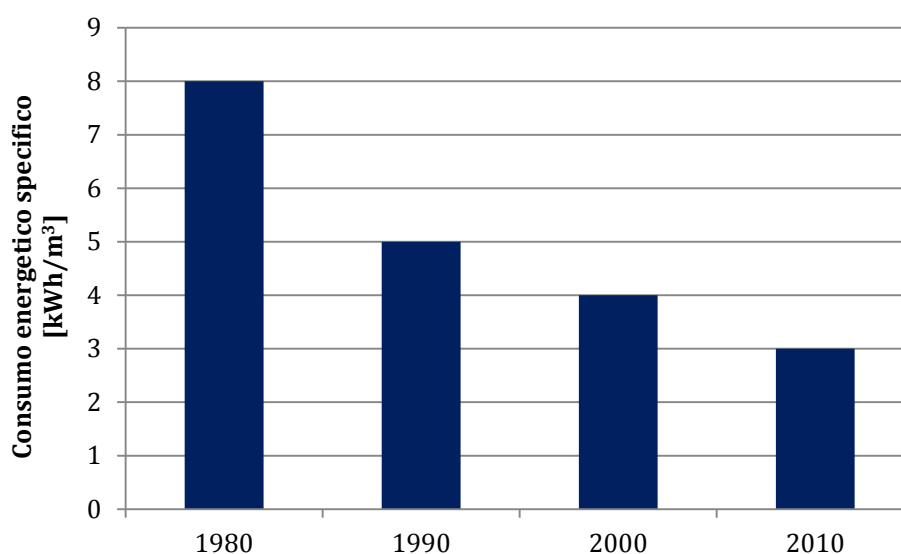


Figura 6.1 – Istogramma che mostra l'andamento del consumo energetico specifico per impianti di dissalazione RO dal 1980 ad oggi (C. Fritzmann et al., 2007).

Tra gli stadi più energivori in un processo di dissalazione vi sono l'unità ad osmosi inversa, i pretrattamenti e i post-trattamenti. I pretrattamenti sono necessari per ridurre i fenomeni di fouling a cui sono soggette le membrane RO, evitando così un incremento della pressione operativa o una diminuzione della produzione di permeato. La spesa energetica dovuta ai pretrattamenti è compresa attualmente tra 0,24 e 0,40 kWh/m³ e rappresenta circa l'8-12% del consumo totale dell'impianto (*Water Reuse Association, 2011*).

La richiesta di energia da parte dell'unità ad osmosi inversa dipende invece da specifici parametri di progettazione, oltre che dalla salinità e dalla temperatura del sito in esame. In particolare il sistema di pompaggio, necessario per far sì che l'acqua di alimento raggiunga la pressione di entrata alle membrane RO, è la componente che presenta il maggior fabbisogno energetico. Grazie all'introduzione di sistemi di recupero energetico il consumo dell'unità RO si attesta oggi tra 2-2,7 kWh/m³ in funzione del tipo di membrana impiegato.

La spesa energetica dell'unità ad osmosi inversa è tra il 65 e l'85% dell'energia totale e rappresenta quindi lo stadio che consuma la maggior percentuale di energia all'interno di un processo di dissalazione.

Per quanto riguarda i post-trattamenti, l'energia richiesta è inferiore al 2% della spesa totale; essi sono però fondamentali per il raggiungimento degli standard qualitativi, in modo che il permeato possa entrare nella rete di distribuzione dell'acqua potabile.

In aggiunta una non trascurabile percentuale di energia, tra il 15 e il 20%, viene consumata dal sistema di intake (*Water Reuse Association, 2001*).

In Figura 6.2 si riporta un istogramma elaborato dall'organizzazione ADC (*Affordable Desalination Collaboration Project*) relativo alla richiesta energetica da parte delle componenti appena descritte di impianti di dissalazione di tre taglie differenti, caratterizzati rispettivamente dalla produzione di 1.137 m³/giorno, 37.900 m³/giorno e 189.500 m³/giorno di permeato.

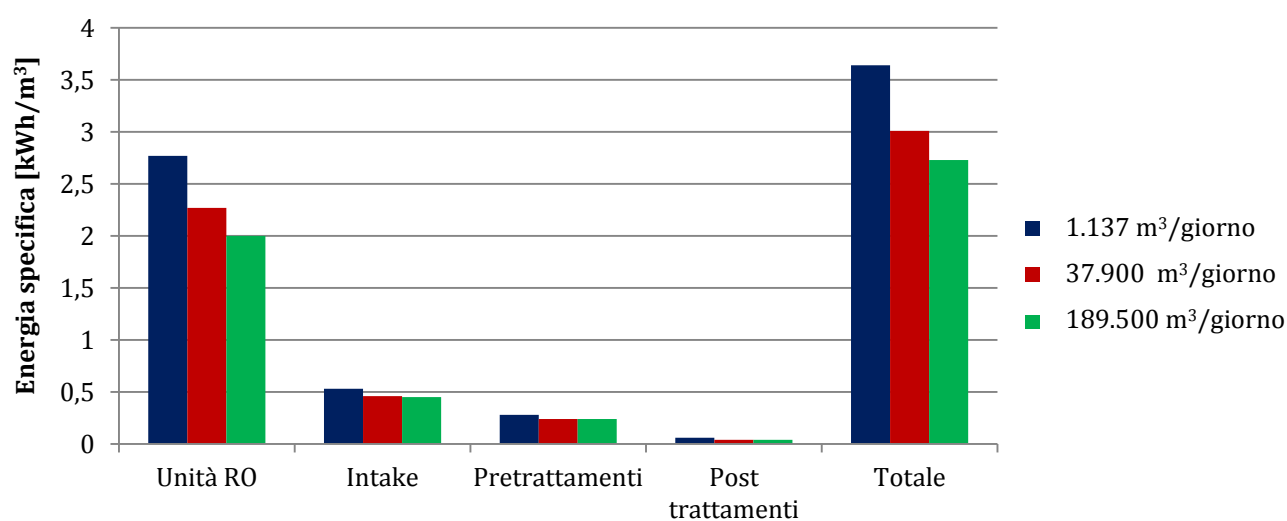


Figura 6.2 – Istogramma che mostra il consumo energetico dovuto all'unità RO, al sistema di intake, ai pretrattamenti e ai post-trattamenti per la produzione di 1.137 m³/giorno, 37.900 m³/giorno e 189.500 m³/giorno; inoltre viene mostrato anche il consumo totale per i tre scenari di portata considerati (*Water Reuse Association, 2001*).

Infine, per fornire un quadro completo e generale dei consumi relativi ad un impianto di dissalazione, viene presentato in Figura 6.3 un grafico raffigurante i costi su metro cubo di acqua potabile prodotta corrispondenti alle varie componenti di tale impianto.

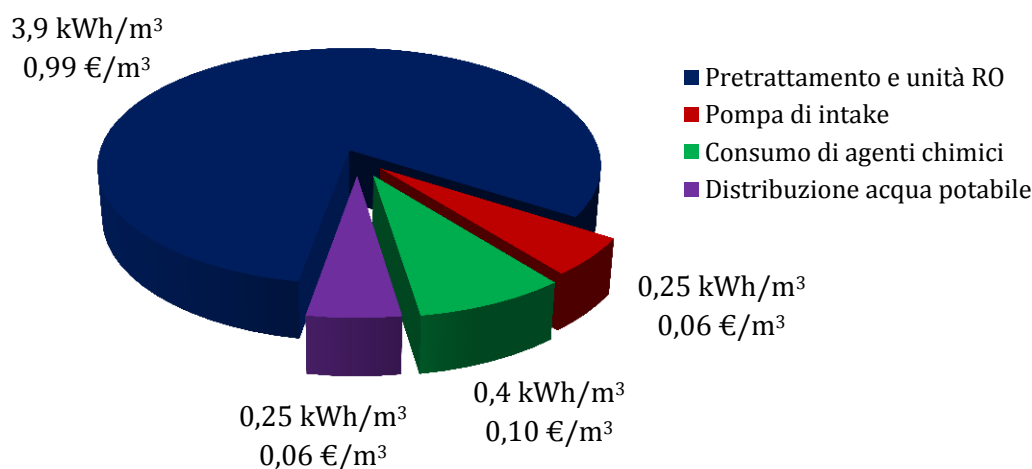


Figura 6.3 – Costi dovuti al consumo di energia elettrica [€/m³] delle componenti più energivore di un impianto di dissalazione ad osmosi inversa (F. Vince et al, 2008), considerando che in Italia l'energia elettrica a un prezzo pari a 0,2551 €/kWh⁸.

Grazie all'utilizzo di sistemi di recupero energetico, il processo di dissalazione per la produzione di acqua potabile risulta competitivo anche dal punto di vista energetico. Infatti è stato calcolato dall'associazione ADC che il costo dell'energia per la produzione di acqua potabile tramite dissalazione per una famiglia di quattro persone è equivalente all'energia consumata da un comune frigorifero domestico (Water Reuse Association, 2001).

6.1. BILANCIO ENERGETICO IN UN PROCESSO RO DOTATO DI ERD

Si consideri lo schema semplificato di Figura 6.1.1, in cui è rappresentato il bilancio di massa relativo ad un processo RO.

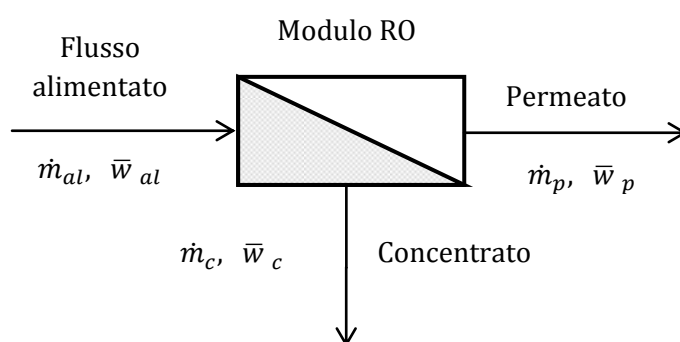


Figura 6.1.1 – Schema sintetico del bilancio di massa per il processo RO in un impianto di dissalazione.

Si ricordi che sono indicate con \dot{m} le portate massiche, mentre con \bar{w} le concentrazioni. Per quanto riguarda i pedici, con *al* si fa riferimento ai valori del flusso alimentato in ingresso, con

⁸ Dato Eurostat.

p sono individuate le grandezze relative al permeato e con c quelle riferite al flusso di concentrato.

Si rammentano ora le definizioni di due parametri fondamentali caratterizzanti un impianto di dissalazione, ovvero il coefficiente di recovery e il tasso di rejection.

Il coefficiente di recovery α esprime sotto forma di numero decimale il rapporto tra il flusso di permeato prodotto e quello in ingresso al sistema.

Il tasso di rejection R , riferito ad un modulo RO, si quantifica come rapporto tra la differenza delle concentrazioni in ingresso e del permeato e la concentrazione in ingresso (J. Gebel, S. Yüce, 2008).

Negli impianti di dissalazione ad osmosi inversa il coefficiente di recovery α (generalmente pari a circa 0,4 – 0,5) è regolato mediante l'imposizione di un incremento di pressione a monte dell'unità RO. Il flusso idrico alimentato deve essere quindi portato dalla pressione atmosferica fino a valori di 50 – 60 bar: tale compito è svolto dalla pompa ad alta pressione. Nel caso in esame e in generale per impianti medio-grandi si usano pompe centrifughe multistadio, che garantiscono un'ottima funzionalità anche in corrispondenza di portate elevate.

Come è noto già dall'installazione dei primi dissalatori, l'incidenza maggiore sui consumi energetici è rappresentata proprio dal fabbisogno necessario ad alimentare la pompa ad alta pressione. Per questo motivo è quindi ragionevole riportare ed analizzare nello specifico il bilancio energetico del processo RO.

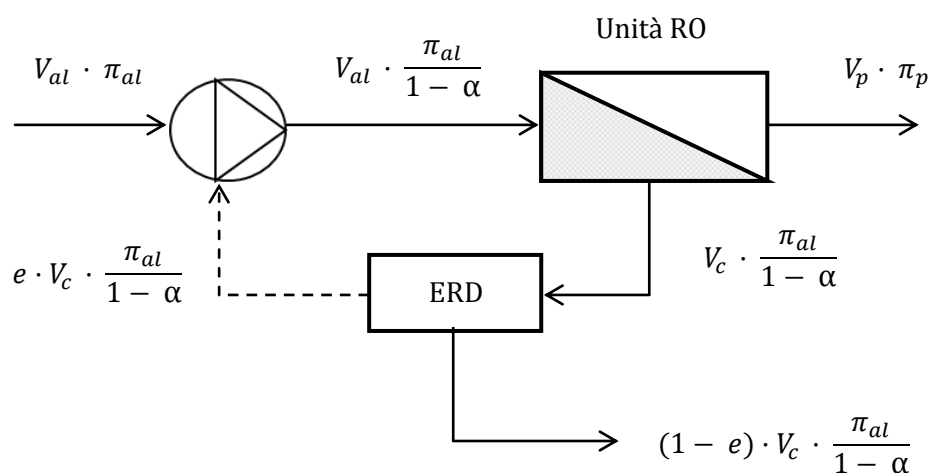


Figura 6.1.2 – Schema del bilancio energetico per il processo RO in un impianto di dissalazione; con π si fa riferimento ai valori di pressione nei rispettivi tratti e con α è indicato il coefficiente di recovery, mentre e rappresenta la quota parte di energia recuperata tramite il dispositivo ERD e reintrodotta nel processo.

Nello schema di Figura 6.1.2 con π si fa riferimento ai valori di pressione nei rispettivi tratti e con α è indicato il coefficiente di recovery, mentre e rappresenta la quota parte di energia recuperata tramite il dispositivo ERD e reintrodotta nel processo. Nello specifico $\frac{\pi_{al}}{1 - \alpha}$ individua la pressione osmotica del concentrato.

Mediante lo schema riportato è possibile esplicitare il bilancio energetico sotto forma di equazione:

$$V_{al} \cdot \frac{\pi_{al}}{1-\alpha} = V_p \cdot \frac{\pi_{al}}{1-\alpha} + V_c \cdot \frac{\pi_{al}}{1-\alpha} - e \cdot V_c \cdot \frac{\pi_{al}}{1-\alpha} \quad (6.1.1)$$

Dalla (6.1.1) segue che:

$$V_{al} \cdot \frac{\pi_{al}}{1-\alpha} = V_p \cdot \frac{\pi_{al}}{1-\alpha} + (1 - e) \cdot V_c \cdot \frac{\pi_{al}}{1-\alpha} \quad (6.1.2)$$

Dalla definizione di coefficiente di recovery si ricava che:

$$V_c = V_{al} - V_p = V_p \cdot \left(\frac{1}{\alpha} - 1 \right) \quad (6.1.3)$$

Sostituendo la (6.1.3) nella (6.1.2), ne deriva che:

$$V_{al} = V_p \cdot \left[1 + (1 - e) \cdot \left(\frac{1}{\alpha} - 1 \right) \right] \quad (6.1.4)$$

Nel caso in cui non sia impiegato alcun sistema ERD, il coefficiente e diventa nullo e la (6.1.4) risulta:

$$V_{al} = V_p \cdot \frac{1}{\alpha} \quad (6.1.5)$$

Per l'impianto simulato di Bari, noti i valori di V_p (2.500 m³/h) e di α (0,404), si può calcolare V_{al} :

$$V_{al} = V_p \cdot \frac{1}{\alpha} = 2.500 \frac{m^3}{h} \cdot \frac{1}{0,404} = 6.188 \frac{m^3}{h}$$

6.2. VALUTAZIONE DEL CONSUMO ENERGETICO MINIMO TEORICO

Si vuole ora cercare di esprimere l'energia minima teorica, indispensabile per il funzionamento dell'unità RO e necessaria ad eguagliare la pressione osmotica del concentrato, in funzione del coefficiente di recovery α .

Come già riportato nella (6.1.1) e in Figura 6.1.2, la pressione minima teorica necessaria a controbilanciare il flusso idrico per osmosi è pari alla pressione osmotica del concentrato:

$$P_{id,min} = \pi_c = \frac{\pi_{al}}{1-\alpha} \quad (6.2.1)$$

Assumendo che:

$$n_1 = \frac{1}{1-\alpha} \quad (6.2.2)$$

la (6.2.1) può essere riscritta come:

$$P_{id,min} = \pi_c = \pi_{al} \cdot n_1 \quad (6.2.3)$$

Ciò significa che la pressione osmotica del concentrato occorrente per rendere operativa l'unità RO è pari a n_1 volte quella dell'acqua di mare in ingresso.

Per il calcolo dell'energia minima teorica si considerano trascurabili le perdite interne al sistema; di conseguenza essa vale:

$$E_{id,min} = \pi_c \cdot V_{al} = \frac{\pi_{al}}{1-\alpha} \cdot V_{al} = \pi_{al} \cdot n_1 \cdot V_{al} \quad (6.2.4)$$

Volendo rapportare tale misura di energia ad 1 m³ di acqua potabile prodotta, si ottiene l'energia minima teorica specifica:

$$E_{id,min,spec} = \frac{E_{id,min}}{V_p} = \frac{\pi_{al}}{1-\alpha} \cdot V_{al} \cdot \frac{1}{\alpha \cdot V_{al}} = \frac{\pi_{al}}{(1-\alpha) \cdot \alpha} \quad (6.2.5)$$

Sfruttando la (6.1.4), la (6.2.5) diviene:

$$E_{id,min,spec} = \frac{\pi_{al}}{1-\alpha} \cdot V_p \cdot [1 + (1 - e) \cdot (\frac{1}{\alpha} - 1)] \quad (6.2.6)$$

Si attribuisca ora a n_2 la seguente espressione:

$$n_2 = [1 + (1 - e) \cdot (\frac{1}{\alpha} - 1)] \quad (6.2.7)$$

Avvalendosi della (6.2.7), la (6.1.4) risulta pari a:

$$V_{al} = V_p \cdot n_2 \quad (6.2.8)$$

Inserendo quindi la (6.2.2) e la (6.2.7), espressioni che esplicitano i termini n_1 e n_2 , nella (6.2.6) si ricava che:

$$E_{id,min,spec} = V_p \cdot n_1 \cdot n_2 \cdot \pi_{al} \quad (6.2.9)$$

Assumendo

$$n = n_1 \cdot n_2 \quad (6.2.10)$$

la (6.2.9) diventa:

$$E_{id,min,spec} = n \cdot V_p \cdot \pi_{al} \quad (6.2.11)$$

Dalla (6.2.11) si evince che il consumo energetico minimo specifico corrisponde a n volte il prodotto tra V_p e π_{al} . Tale prodotto equivale all'energia minima teorica per un processo RO condotto in caso di coefficiente di recovery nullo ($\alpha = 0$) e in presenza di un dispositivo di recupero energetico caratterizzato da un'efficienza del 100% ($e = 1$).

Imponendo infatti le condizioni appena enunciate su α e su e , la (6.2.6) risulta:

$$\begin{aligned} E_{id,min,spec} &= \frac{\pi_{al}}{1-\alpha} \cdot V_p \cdot [1 + (1 - e) \cdot (\frac{1}{\alpha} - 1)] = \frac{\pi_{al}}{1} \cdot V_p \cdot [1 + (1 - 1) \cdot (\frac{1}{0} - 1)] = \\ &= V_p \cdot \pi_{al} \end{aligned}$$

Poiché è noto che l'acqua del Mar Mediterraneo presenta mediamente un valore di salinità di circa 38.500 ppm (ovvero 38.500 mg_{TDS}/L), è possibile ricavare il valore di pressione osmotica del flusso alimentato all'unità RO sfruttando la relazione empirica riportata in (*H. T. El-Dessouki, H. M. Ettoumy, 2002*)

$$\pi_{al} (38.500 \text{ mg}_{\text{TDS}}/\text{L}) = 0,7584 \cdot 10^{-3} \cdot TDS [\text{mg}_{\text{TDS}}/\text{L}] = 29,2 \text{ bar} \quad (6.2.12)$$

Di conseguenza si possono trovare il consumo energetico minimo e il corrispondente consumo specifico per l'impianto in progetto assumendo α nullo, e unitario e conoscendo il valore di V_p (2.500 m³/h):

$$E_{id,min} = V_p \cdot \pi_{al} \cdot 100 \frac{\text{kPa}}{\text{bar}} \cdot \frac{1}{3600 \text{ s/h}} = 2.027,78 \text{ kW}$$

$$E_{id,min,spec} = \frac{E_{id,min}}{V_p} = 0,81 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3}$$

Si rendono ora necessarie alcune considerazioni riguardanti l'andamento del consumo energetico minimo specifico al variare dei diversi termini che ne compongono l'espressione (6.2.6, 6.2.9).

All'aumentare della salinità caratteristica del flusso alimentato si determina un incremento in π_{al} e conseguentemente in $E_{id,min,spec}$.

Dalla (6.2.7) si evince che al crescere dell'efficienza di recupero e diminuisce il valore di n_2 , così come quello di $E_{id,min,spec}$.

Dalla (6.2.2) è intuibile che aumentando il coefficiente di recovery α crescono il valore di n_1 e quello della pressione osmotica del concentrato, ma si determina una riduzione di n_2 in quanto diminuisce il volume di flusso in ingresso necessario a ottenere un dato volume di permeato.

Si costruisce quindi un grafico (M. M. Tirado, R. Vismara, 2013) tramite cui osservare la relazione esistente tra il coefficiente di recovery α e il consumo energetico minimo specifico, valutato sia in [kWh/m³], sia come n volte il prodotto tra V_p e π_{al} .

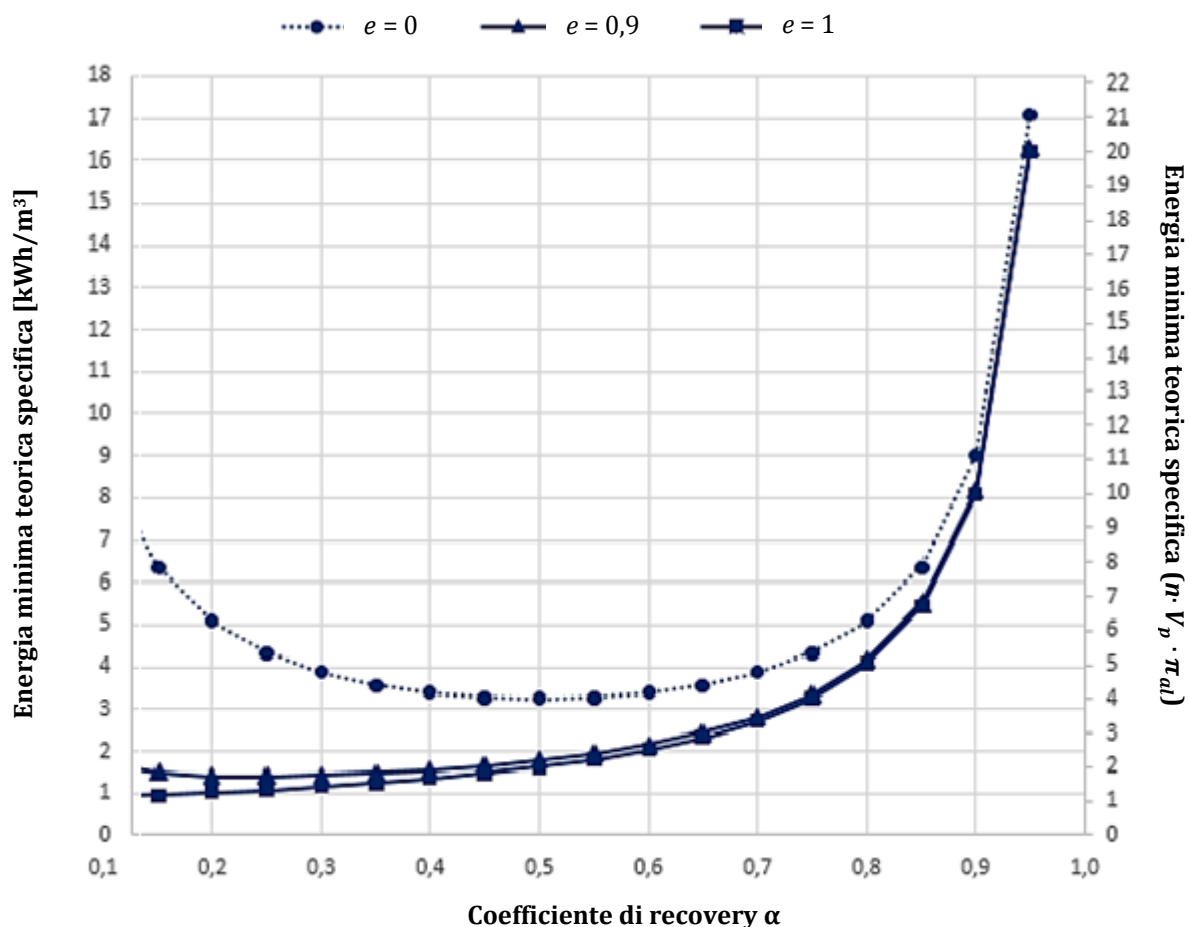


Figura 6.2.1 – Andamento dell’energia minima specifica al variare del coefficiente di recovery α valutato su tre scenari che differiscono tra loro per il valore dell’efficienza di recupero energetico (M. M. Tirado, R. Vismara, 2013).

In Figura 6.2.1 si riporta l’andamento del consumo energetico minimo specifico considerando tre scenari differenti:

- $e = 0$, ossia non è presente alcun sistema di recupero energetico;
- $e = 0,9$, ovvero è presente un dispositivo di recupero energetico avente efficienza pari al 90%;
- $e = 1$, caso in cui il dispositivo ERD è caratterizzato dal massimo valore di efficienza possibile (100%).

Dal grafico (Fig. 6.2.1) si può notare che all’aumentare del rendimento di recupero energetico e diminuisce il valore di recovery che rende minima la spesa energetica (per tutti e tre gli scenari infatti le curve risultanti sono concave).

Tale risultato è tuttavia influenzato dal fatto che non si sono considerati i consumi energetici relativi alle operazioni di presa e di pretrattamento: includendo questi aspetti nell’analisi i valori di energia minima specifica sarebbero maggiori.

I dati riguardanti la spesa energetica per l’impianto simulato in questione, caratterizzato da un coefficiente di recovery pari a 0,404 sono riportati nelle Tabelle 6.2.1 e 6.2.2,

rispettivamente riferite ai pretrattamenti con ultrafiltrazione e con filtro convenzionale. Per il calcolo dei consumi ci si è avvalsi della seguente formula matematica:

$$P = \frac{V \cdot H_p \cdot g}{\eta} \quad (6.2.13)$$

Nella (6.2.13) con P si intende la potenza in kW, con V la portata alimentata alla pompa in esame in m³/h, con H_p si fa riferimento alla prevalenza espressa in metri, mentre g e η rappresentano rispettivamente l'accelerazione di gravità e il rendimento della pompa stessa, assunto pari a 0,8.

Tabella 6.2.1 – Valori dei consumi energetici specifici relativi all'intake e al pretrattamento ad ultrafiltrazione dell'impianto simulato.

Componente	Prevalenza H _p [m]	Portata [m ³ /h]	Potenza [kW]	Energia specifica [kWh/m ³]
Pompa di intake	30	6.188	632	0,253
Pompa di alimentazione al pretrattamento P ₁	10	6.188	211	0,084
Pompa di filtrazione P ₂	15	6.188	316	0,126
Compressore ⁹	-	-	25	0,010
Pompa di controlavaggio P ₃	30	340 ¹⁰	35	0,014
		Totale	1219	0,487

Tabella 6.2.2 – Valori dei consumi energetici specifici relativi all'intake e al pretrattamento con filtro a sabbia dell'impianto simulato.

Componente	Prevalenza H _p [m]	Portata [m ³ /h]	Potenza [kW]	Energia specifica [kWh/m ³]
Pompa di intake	30	6.188	632	0,253
Pompa di alimentazione al pretrattamento P ₁	25	6.188	527	0,211
Air Scouring ¹¹	-	-	2,5	0,001
Pompa di controlavaggio P ₂	60 ¹²	340	69	0,028
Pompa booster P ₃	13,8	5.814	275	0,110
		Totale	1823	0,730

⁹ Si tenga presente che il valore di consumo energetico del compressore è stato scalato da quello registrato presso l'impianto di dissalazione di Fujairah-1.

¹⁰ La portata di controlavaggio rappresenta circa il 5,5% del volume di intake in entrambi i pretrattamenti considerati (N. Voutchkov, 2010).

¹¹ Si tenga presente che il valore di consumo energetico del sistema Air Scouring è stato scalato da quello registrato presso l'impianto di dissalazione di Fujairah-1.

¹² Valore tratto da (J. C. Crittenden et al., 2005).

Quantificati i consumi energetici derivanti perlopiù dai sistemi di pompaggio insiti in entrambi i pretrattamenti e nel sistema di intake, è attesa una traslazione della curva di energia specifica verso l'alto.

In Figura 6.2.2 e 6.2.3 si riportano i grafici rappresentativi della spesa energetica in funzione del coefficiente di recovery nel caso di introduzione rispettivamente dell'ultrafiltrazione e del filtro a sabbia. Si è scelto di rappresentare anche le curve caratterizzate da rendimento di recupero energetico e pari a 1 (caso ideale) e 0,9, ricordando che esse includono solo il consumo energetico derivante dall'unità RO.

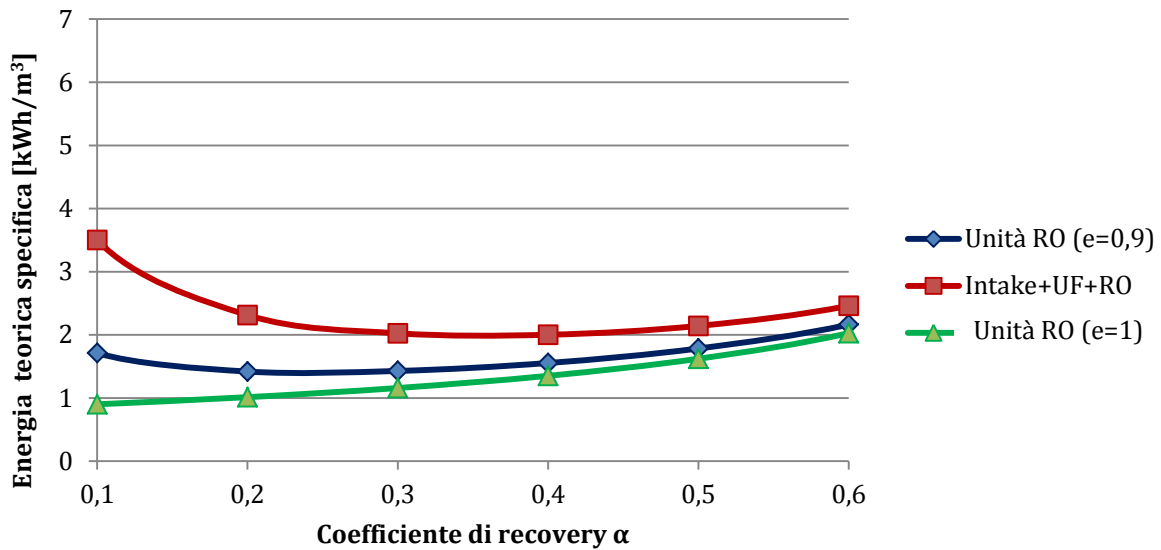


Figura 6.2.2 – Andamento dell'energia specifica al variare del coefficiente di recovery α valutato in caso di assenza di pretrattamento con efficienza di recupero energetico e pari a 1 e 0,9 oppure con l'utilizzo di un sistema di intake e di ultrafiltrazione.

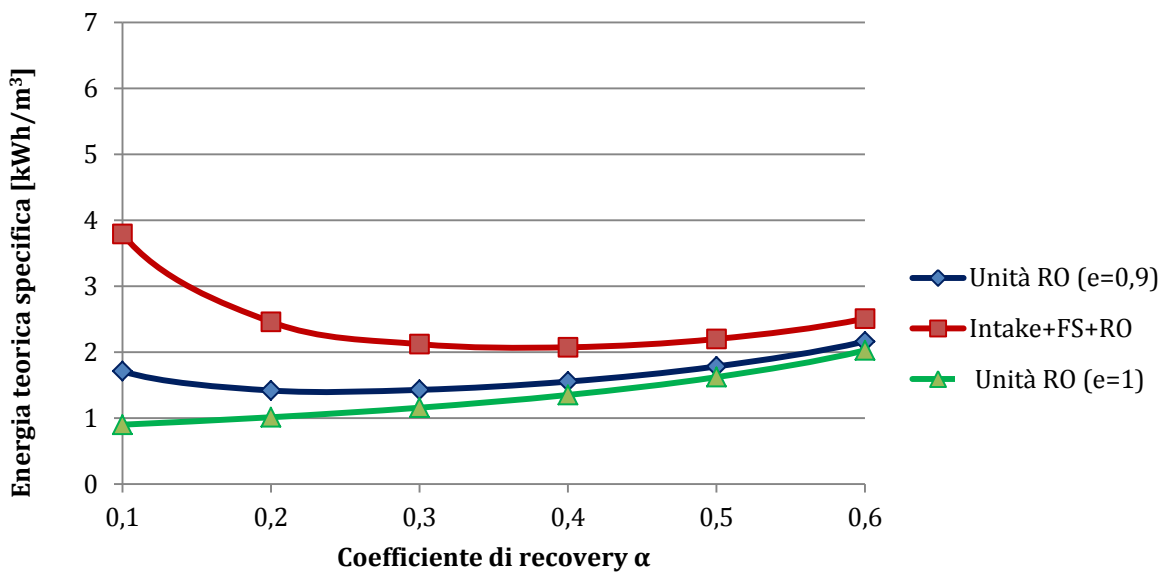


Figura 6.2.3 – Andamento dell'energia specifica al variare del coefficiente di recovery α valutato in caso di assenza di pretrattamento con efficienza di recupero energetico e pari a 1 e 0,9 oppure con l'utilizzo di un sistema di intake e di filtro convenzionale.

Risulta ora ragionevole procedere nell'analisi valutando le prestazioni dei tre scenari considerati in Figura 6.2.1 in corrispondenza del valore di recovery ($\alpha = 0,404$), che caratterizza l'impianto simulato di Bari.

Nel caso in cui e sia nullo, si otterrà la seguente espressione:

$$E_{id,min,spec} = \frac{\pi_{al}}{1 - 0,404} \cdot V_p \cdot [1 + (1 - 0) \cdot (\frac{1}{0,404} - 1)] = 3,36 \text{ kWh/m}^3 = 4,15 V_p \cdot \pi_{al}$$

Se il coefficiente e vale 0,9, si avrà:

$$E_{id,min,spec} = \frac{\pi_{al}}{1 - 0,404} \cdot V_p \cdot [1 + (1 - 0,9) \cdot (\frac{1}{0,404} - 1)] = 1,56 \text{ kWh/m}^3 = 1,93 V_p \cdot \pi_{al}$$

Per un ipotetico recupero energetico totale ($e = 1$), si otterrà:

$$E_{id,min,spec} = \frac{\pi_{al}}{1 - 0,404} \cdot V_p \cdot [1 + (1 - 1) \cdot (\frac{1}{0,404} - 1)] = 1,36 \text{ kWh/m}^3 = 1,67 V_p \cdot \pi_{al}$$

Nel primo scenario considerato ($e = 0$) il consumo energetico specifico risulta decisamente elevato e rimarrebbe tale anche al variare di α . Infatti se il coefficiente di recovery fosse molto ridotto si consumerebbe poca energia per vincere la pressione osmotica π_c , ma ne occorrerebbe invece parecchia per il pompaggio del volume V_{al} (ingente a causa del basso valore di α). D'altronde in caso di recovery elevato si spenderebbe poca energia per il pompaggio di V_{al} , ma la pressione osmotica da superare sarebbe notevole.

Il secondo scenario in esame ($e = 0,9$) risulta coerente e attendibile con l'ipotesi di utilizzo di sistemi di recupero volumetrici isobarici (la cui trattazione verrà approfondita nel capitolo 6.4.3.).

Si può infine notare dal grafico di Figura 6.2.1 che i valori di recovery nell'intorno di 0,4-0,5 risultano ottimali, e coincidono infatti con quelli effettivamente applicati nei dissalatori correntemente in esercizio.

Infatti se si scegliessero valori di recovery inferiori ($\alpha \approx 0,3$) aumenterebbe il costo specifico (ovvero il costo per m^3 di acqua potabile prodotta) della operazioni di prelievo e pretrattamento del flusso di intake.

In caso di coefficienti di recovery superiori a 0,5 si determinerebbero invece problematiche non trascurabili. In primo luogo si registrerebbe un incremento della pressione idraulica di alimentazione, che rischierebbe di avvicinarsi al limite di tollerabilità delle membrane pari a circa 80 bar; l'aumento nel valore di π_{al} porterebbe anche ad un accrescimento del flusso specifico di permeato nei primi elementi delle membrane, rendendo così più intensi e gravosi i fenomeni di polarizzazione. Inoltre in questo scenario ($\alpha \approx 0,8$) si incorrerebbe in un crescente rischio di fouling e incrostazioni, sia in fase di pretrattamento sia nello stadio RO.

6.3. IMPORTANZA DEL RECUPERO ENERGETICO

Dal paragrafo 6.2. si evince che l'influenza del coefficiente di recovery e dell'eventuale adozione di un dispositivo ERD sui consumi energetici risulta determinante. Per questo motivo è ragionevole introdurre un'espressione dell'energia specifica che risulti funzione della frazione di recovery α , della quota parte ε di energia recuperata tramite il dispositivo ERD e dell'efficienza di quest'ultimo (J. Gebel, S. Yüce, 2008). Di seguito si riporta la relazione in esame:

$$E_{spec} = \frac{Q_{al} \cdot \pi_{al} - \eta_{ERD} \cdot Q_c \cdot \pi_c}{\eta_{HP} \cdot Q_{al} \cdot \alpha} \quad (6.3.1)$$

Nella (6.3.1) con Q_{al} (espressa in m³/h) e π_{al} (in bar) sono indicate rispettivamente la portata e la pressione idraulica di alimento al processo RO, mentre con Q_c e π_c (aventi le corrispondenti unità di misura delle grandezze precedenti) si fa riferimento alla portata e alla pressione del flusso di concentrato in uscita dallo stadio RO. η_{ERD} rappresenta l'efficienza con cui l'energia del flusso di concentrato è trasferita al flusso di alimento mediante il dispositivo di recupero, η_{HP} corrisponde invece al rendimento energetico caratteristico della pompa ad alta pressione.

Nota la definizione di coefficiente di recovery, si può scrivere:

$$Q_c = Q_{al} \cdot (1 - \alpha) \quad (6.3.2)$$

Inserendo la (6.3.2) nella (6.3.1), risulta:

$$E_{spec} = \frac{\pi_{al} - \eta_{ERD} \cdot (1 - \alpha) \cdot \pi_c}{\eta_{HP} \cdot \alpha} \quad (6.3.3)$$

Occorre ora introdurre alcune assunzioni al fine di poter valutare il consumo di energia specifica su diversi scenari. In primo luogo si ipotizzano una salinità di 38.500 ppm (valore medio per il Mar Mediterraneo) e un coefficiente di recovery pari a 0,404 (valore caratteristico del progetto del dissalatore di Bari), a cui generalmente corrisponde una pressione idraulica di alimentazione pari a 65 bar. Si considera inoltre che la pressione del flusso di concentrato sia di 3 bar inferiore rispetto a quella di alimento e si assume un rendimento energetico medio η_{HP} della pompa ad alta pressione pari a 0,8.

Facendo riferimento all'ipotesi esplicitate, si vuole ora calcolare il consumo energetico specifico mediante la (6.3.3) sotto tre diversi scenari:

- assenza di dispositivo di recupero energetico;
- $\eta_{ERD} = 0,70$, valore di efficienza conseguibile con sistemi di recupero energetico di vecchia generazione (turbine Francis);
- $\eta_{ERD} = 0,96$, valore di efficienza conforme all'impiego di sistemi di recupero energetico di ultima generazione (Rotary Pressure Exchangers e Piston-type Work Exchangers).

Nel primo caso considerato, poiché η_{ERD} è nullo, si azzerava completamente il termine $\eta_{ERD} \cdot (1 - \alpha) \cdot \pi_c$ presente al numeratore; di conseguenza l'espressione dell'energia specifica diventa:

$$E_{spec} = \frac{\pi_{al}}{\eta_{HP} \cdot \alpha} = \frac{65 \text{ bar}}{0,8 \cdot 0,404} \cdot 100 \frac{\text{kPa}}{\text{bar}} \cdot \frac{1 \text{ kWh}}{3600 \text{ kJ}} = 5,59 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3}$$

Contemplando lo scenario corrispondente all'adozione di un dispositivo di recupero energetico di vecchia generazione ($\eta_{ERD} = 0,70$), si ottiene:

$$E_{spec} = \frac{\pi_{al} - \eta_{ERD} \cdot (1 - \alpha) \cdot \pi_c}{\eta_{HP} \cdot \alpha} = \frac{65 \text{ bar} - 0,7 \cdot (1 - 0,404) \cdot 62 \text{ bar}}{0,8 \cdot 0,404} \cdot 100 \frac{\text{kPa}}{\text{bar}} \cdot \frac{1 \text{ kWh}}{3600 \text{ kJ}} = 3,36 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3}$$

Mediante il terzo scenario, che prevede un'efficienza di recupero energetico pari a 0,96, si riesce a ridurre e ottimizzare il consumo energetico specifico:

$$E_{spec} = \frac{\pi_{al} - \eta_{ERD} \cdot (1 - \alpha) \cdot \pi_c}{\eta_{HP} \cdot \alpha} = \frac{65 \text{ bar} - 0,96 \cdot (1 - 0,404) \cdot 62 \text{ bar}}{0,8 \cdot 0,404} \cdot 100 \frac{\text{kPa}}{\text{bar}} \cdot \frac{1 \text{ kWh}}{3600 \text{ kJ}} = 2,54 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3}$$

Nel grafico di Figura 6.3.1 è riportata la rappresentazione dei risultati ottenuti dal calcolo dell'energia specifica mediante l'espressione (6.3.3) nei tre scenari assunti.

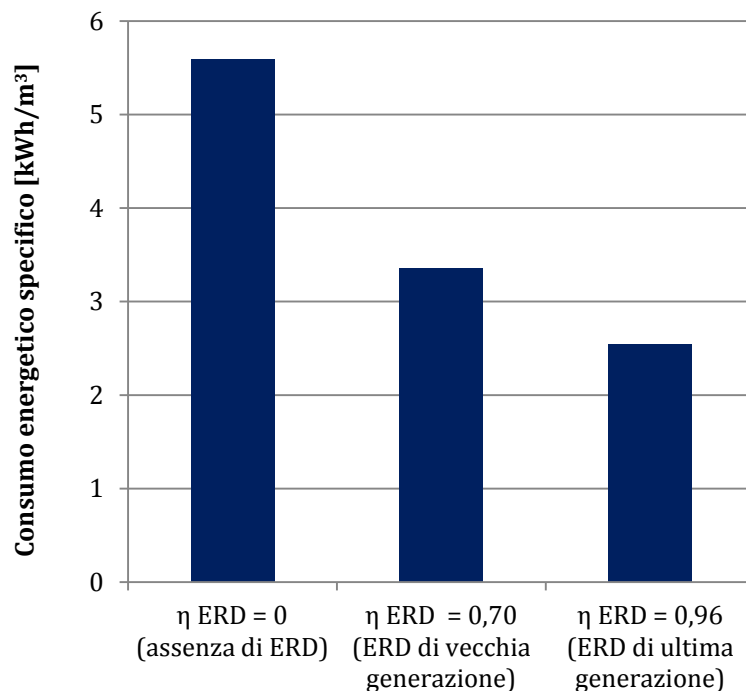


Figura 6.3.1 - Istogramma rappresentativo dei risultati ottenuti dal calcolo dell'energia specifica mediante l'espressione (6.3.3).

Dall'analisi effettuata si desume l'importanza e la conseguente convenienza nell'adozione di dispositivi di recupero energetico: infatti introducendo un sistema ERD di vecchia generazione si riesce ad abbattere il consumo specifico di energia del 40% circa; il risparmio energetico risulta ancora più netto (54%) nel caso di utilizzo di un dispositivo tecnologicamente all'avanguardia.

6.4. DISPOSITIVI DI RECUPERO ENERGETICO

6.4.1. CLASSIFICAZIONE

Come da letteratura (*R. L. Stover, 2005*), i dispositivi per il recupero energetico possono essere distinti in due macrocategorie:

- Sistemi centrifughi;
- Sistemi isobarici.

I dispositivi di tipo centrifugo sfruttano l'energia proveniente dalla pressione del concentrato, tramite una turbina la convertono in energia meccanica di rotazione di un albero ed infine la trasferiscono sotto forma di energia idraulica al flusso pretrattato in ingresso all'unità RO.

I dispositivi centrifughi più comunemente usati sono le turbine Francis, le turbine Pelton e i *Turbocharger*.

I sistemi di recupero di tipo isobarico prevedono invece un trasferimento diretto: l'energia di pressione posseduta dal concentrato, mediante delle apposite camere a pressione costante, è convertita senza passaggi intermedi in energia idraulica da fornire al flusso in alimentazione allo stadio RO.

I dispositivi isobarici attualmente più competitivi sul mercato sono gli scambiatori di pressione di tipo rotante (*Rotary Pressure Exchangers*) e gli scambiatori di lavoro a pistone (*Piston-type Work Exchangers*).

Poiché i dispositivi isobarici implicano un minor numero di trasformazioni per recuperare energia dal concentrato, si può già intuitivamente supporre che tali sistemi abbiano un'efficienza maggiore rispetto a quelli centrifughi.

Nello specifico, mentre per gli ERD di tipo centrifugo l'efficienza di trasferimento dell'energia è tipicamente inferiore al 87%, per i sistemi isobarici si registrano valori di efficienza prossimi al 98%.

6.4.2. DISPOSITIVI CENTRIFUGHI

Turbina Francis

La turbina Francis è stata ampiamente utilizzata negli impianti di dissalazione ad osmosi inversa principalmente grazie alla semplicità del suo funzionamento. Tale turbina, mostrata in Figura 6.4.1, è accoppiata meccanicamente all'albero della pompa di alimentazione ed è uno dei primi sistemi di recupero energetico in grado di sfruttare l'energia cinetica proveniente dal concentrato salino, con l'obiettivo di ridurre al minimo i consumi energetici del motore della pompa stessa.

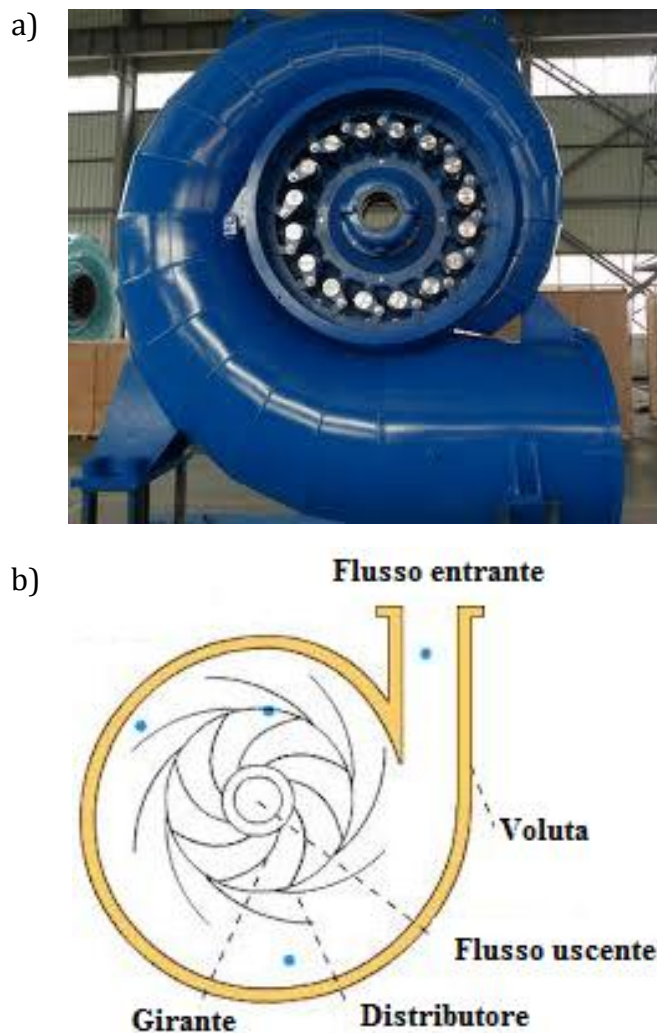


Figura 6.4.1 – Turbina Francis (a) con schema delle relative componenti (b).

In particolare, l'energia specifica consumata in presenza di turbine Francis è data dalla relazione (6.3.3) di seguito riportata:

$$E_{Spec} = \frac{\pi_{al} - \eta_{TF} \cdot (1 - \alpha) \cdot \pi_C}{\eta_{HP} \cdot \alpha}$$

Dove:

- π_{al} [bar] rappresenta la pressione di alimentazione;
- π_C [bar] rappresenta la pressione del concentrato salino;
- α è il coefficiente di recovery;
- η_{TF} è il rendimento della turbina Francis;
- η_{HP} è il rendimento della pompa di alta pressione assunto pari a 0,8;

Da letteratura l'efficienza della turbina Francis si aggira al massimo attorno al 76% risultando inferiore rispetto al rendimento di altri strumenti ERD (A. M. Farooque et al., 2004).

Considerando tale valore per η_{TF} , l'energia specifica utilizzata in presenza di turbine Francis è:

$$E_{Spec} = \frac{65 \text{ bar} - 0,76 \cdot (1 - 0,404) \cdot 62 \text{ bar}}{0,8 \cdot 0,404} \cdot 100 \frac{\text{kPa}}{\text{bar}} \cdot \frac{1 \text{ kWh}}{3600 \text{ kJ}} = 3,17 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3}$$

Nello specifico per raggiungere la massima efficienza della turbina Francis è necessario rispettare un limitato range di pressione e portata, in caso contrario si avverte un aumento del fabbisogno energetico. Inoltre anche la variazione di temperatura e la diminuzione di permeabilità delle membrane, causati dal fenomeno di fouling o dall'invecchiamento, possono influenzare negativamente η_{TF} .

A causa degli svantaggi appena elencati la turbina Francis è stata sostituita con altri strumenti di recupero energetico più efficienti.

Turbina Pelton

Le turbine di tipo Pelton vennero impiegate in impianti di dissalazione a partire dagli anni '80 in sostituzione alle turbine Francis.

In Figura 6.4.2 si riporta un'immagine relativa alla turbina Pelton.

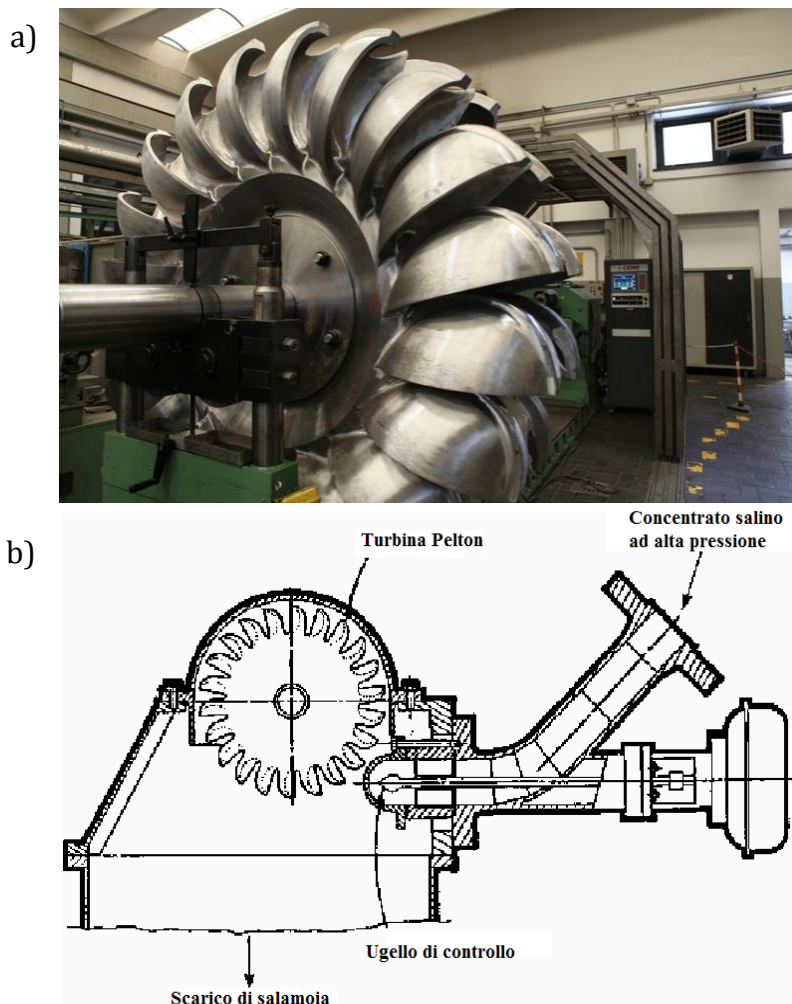


Figura 6.4.2 - Turbina Pelton (a) con schema delle relative componenti (b).

Le turbine Pelton operano in modo molto simile alle turbine di tipo Francis, ma presentano un'efficienza più elevata. Esse traggono vantaggio dall'energia del concentrato salino ad alta pressione, scartato dal processo di osmosi inversa.

Le turbine in questione sono composte da una girante a pale multiple che è direttamente collegata all'albero della pompa di alimentazione.

Il flusso di concentrato ad alta pressione viene convogliato, tramite l'ugello di aspirazione, all'interno della turbina azionando il rotore e producendo energia di rotazione. Tale energia viene quindi trasferita all'albero, che connette la turbina con la pompa ad alta pressione, supportando così il motore elettrico della pompa stessa. In questo modo è possibile utilizzare un motore meno costoso e risparmiare una quantità considerevole di energia. La salamoia viene poi scaricata a pressione atmosferica.

L'energia cinetica associata al flusso di concentrato ad alta pressione viene convertita in energia meccanica rotante con un'efficienza dell'87% (A. M. Farooque et al., 2004). In Figura 6.4.3 viene riportato lo schema d'impianto nel caso in cui venga integrata una turbina Pelton come sistema di recupero energetico. In particolare vengono mostrati anche i valori di pressione in gioco e il bilancio di massa.

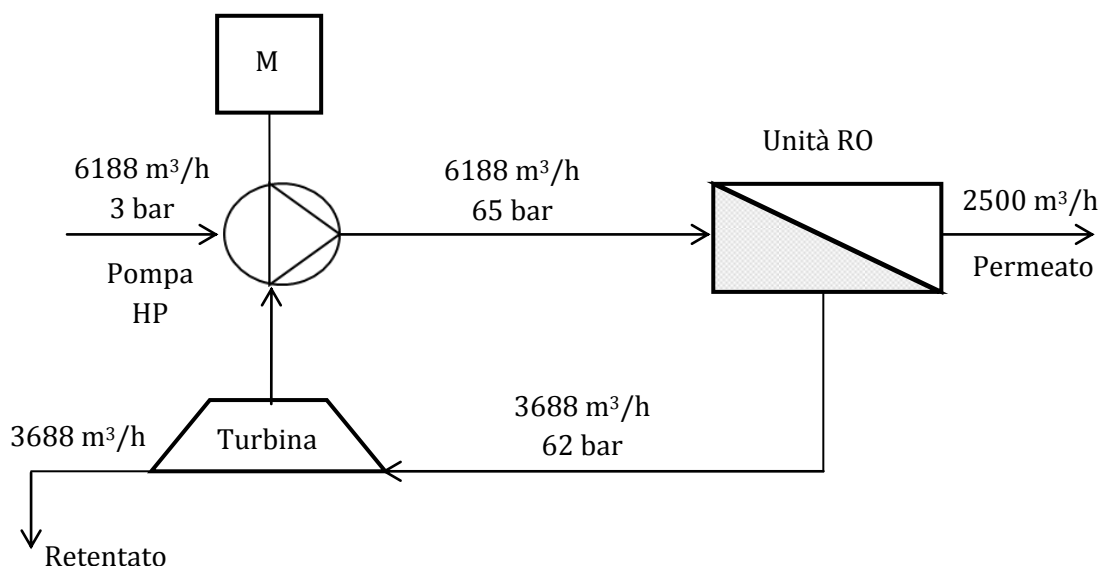


Figura 6.4.3 – Schema d'impianto nel caso in cui una turbina Pelton venga impiegata come sistema di recupero energetico. Essa viene meccanicamente collegata all'albero della pompa di alimentazione.

L'energia specifica consumata in presenza di turbine Pelton, è descritta dalla (6.3.3), dove al posto di η_{TF} si considera il rendimento della turbina Pelton, ovvero η_{TP} . Il calcolo viene riportato di seguito:

$$E_{Spec} = \frac{\pi_{al} - \eta_{TP} \cdot (1 - \alpha) \cdot \pi_C}{\eta_{HP} \cdot \alpha}$$

$$E_{Spec} = \frac{65 \text{ bar} - 0,87 \cdot (1 - 0,404) \cdot 62 \text{ bar}}{0,8 \cdot 0,404} \cdot 100 \frac{\text{kPa}}{\text{bar}} \cdot \frac{1 \text{ kWh}}{3600 \text{ kJ}} = 2,82 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3}$$

Dati sperimentali mostrano che l'efficienza energetica di un impianto di dissalazione, che impiega una pompa ad alta pressione accoppiata ad una turbina Pelton, cresce all'aumentare del coefficiente di recovery (M. J. Guirguis, 2011). Per questo motivo la maggior parte degli impianti è caratterizzata da un elevato valore di tale parametro, nell'ordine del 45%.

L'efficienza della turbina Pelton η_{TP} rimane costantemente elevata anche in seguito a variazioni di pressione e portata del flusso di alimentazione. Nonostante ciò, nella realtà questo sistema di recupero energetico soffre di perdite di efficienza, come le turbine Francis anche se in misura minore. Nello specifico, le turbine di tipo Pelton presentano un range di pressione e portata di flusso all'interno del quale la loro prestazione si mantiene elevata; questa condizione è sicuramente garantita nello scenario di progetto, ma a causa di fenomeni

di fouling, invecchiamento delle membrane e aumento della temperatura e della salinità dell'acqua di alimentazione, può non essere rispettata.

Per ovviare a problemi di questo genere, mantenendo quindi un'efficienza elevata ed un consumo energetico ridotto, è possibile considerare due soluzioni alternative:

- Inserire una strozzatura a valle della pompa di alimento;
- Regolare il numero di giri della pompa attraverso un convertitore di frequenza.

La prima configurazione, mostrata in Figura 6.4.4, consiste nel mantenere costante la pressione del flusso di alimentazione che entra nell'unità RO, grazie all'installazione di un dispositivo di strozzamento, che funge da perdita di carico concentrata. In questo modo il numero di giri della pompa si mantiene costante sul valore di progetto; lo stesso avviene per la turbina ad essa accoppiata.

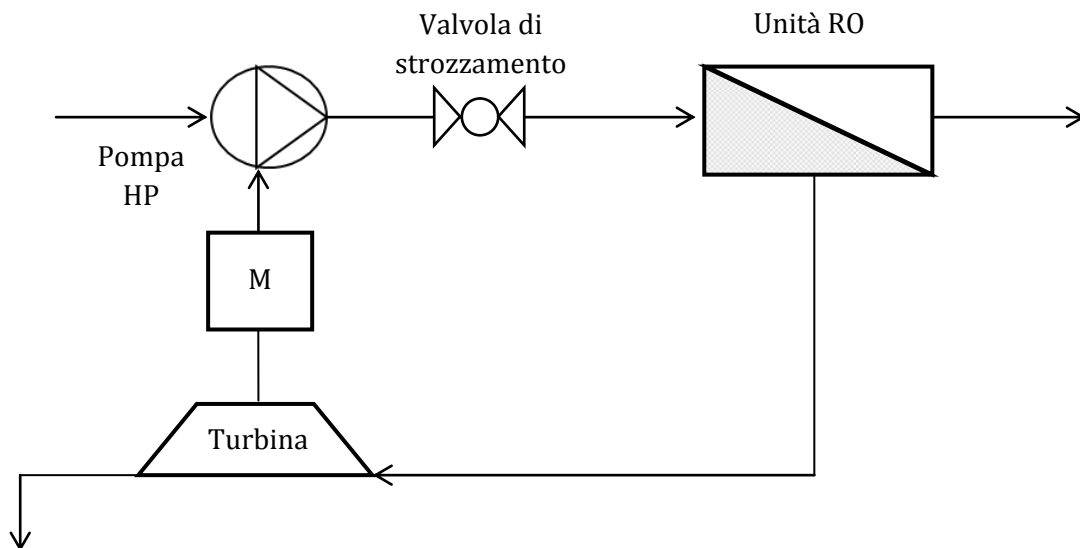


Figura 6.4.4 - Schema di un impianto di dissalazione a osmosi inversa con turbina Pelton e sistema di controllo con valvola di strozzamento a valle della pompa di alimentazione.

La seconda soluzione (Fig. 6.4.5), comporta la sostituzione della valvola di strozzamento con convertitore di frequenza (Variable Frequency Drive, VFD). Tale dispositivo consente di regolare il numero di giri della pompa ad alta pressione in base alla differenza tra la potenza dissipata dal flusso di concentrato e la pressione di alimentazione al modulo RO, in modo da ottenere la massima efficienza.

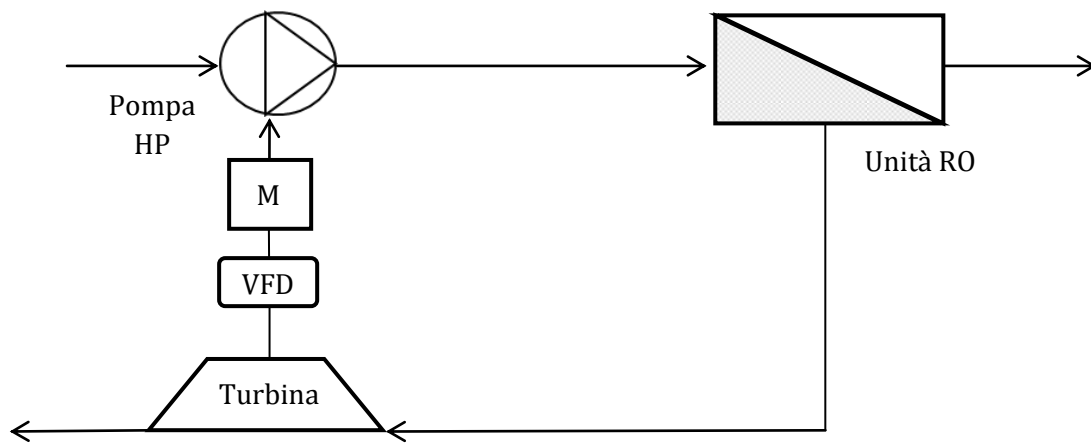


Figura 6.4.5 – Schema di un impianto di dissalazione a osmosi inversa con turbina Pelton e sistema di controllo con convertitore di frequenza, che permette di regolare il numero di giri della pompa ad alta frequenza.

Turbocharger

I turbocharger idraulici sono dispositivi di recupero energetico utilizzati a partire dagli anni '90. Un'immagine relativa ai turbocharger è riportata in Figura 6.4.6.

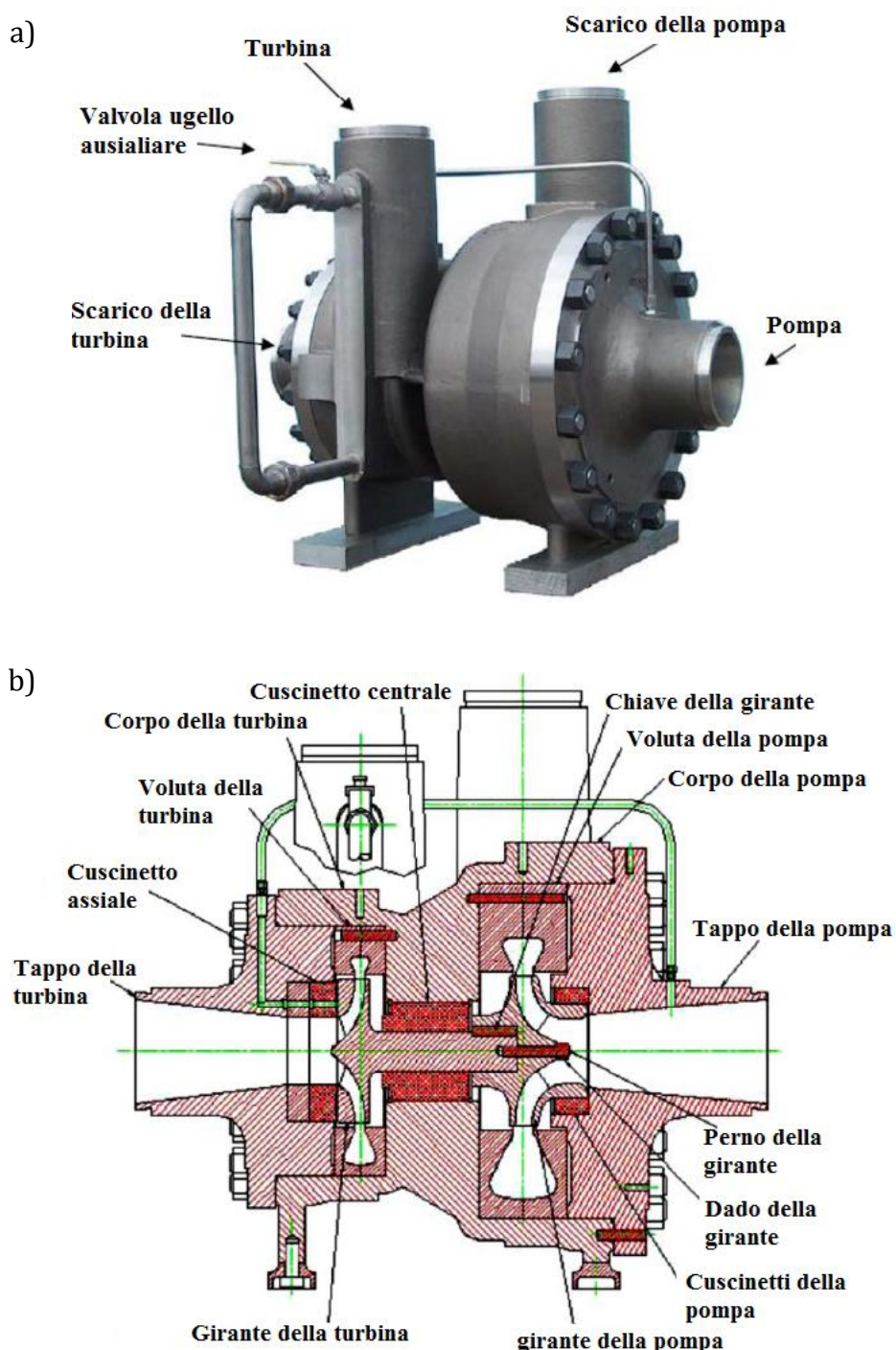


Figura 6.4.6 – Turbocharger (a) con dettaglio relativo a una sua sezione (b).

I sistemi ERD in questione sono costituiti da una turbina idraulica, in genere una Francis, e da una pompa ad alta pressione posti all'interno dello stesso alloggiamento. La pompa di

alimentazione e il turbocharger non sono direttamente accoppiati, in modo da ovviare agli svantaggi osservati con le turbine Pelton e Francis. All'interno del turbocharger la turbina non dipende dalla velocità di rotazione della pompa di alimentazione e di conseguenza può effettuare un numero di giri tali da garantire la massima efficienza. In realtà, essendo presente una turbina Francis, ciò vale all'interno di un range di pressione e di portata di flusso abbastanza ristretto; tuttavia l'efficienza energetica complessiva si mantiene superiore rispetto all'impiego della sola turbina Francis ed è circa dell'85% (A. M. Farooque et al., 2008). In Figura 6.4.7 si riporta lo schema d'impianto nel caso in cui si utilizzi come sistema di recupero energetico un turbocharger; in particolare si mettono in evidenza i valori di pressione ad ogni stadio del processo e il bilancio di massa.

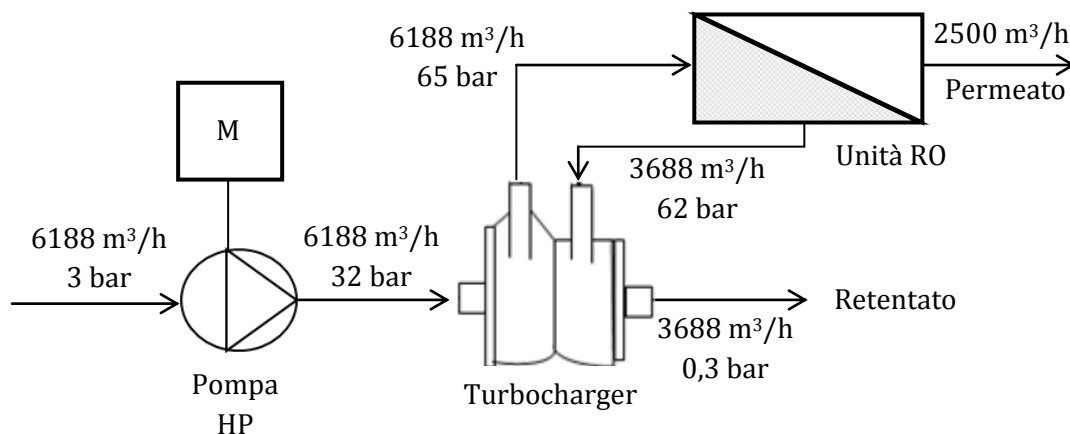


Figura 6.4.7 – Schema d'impianto utilizzando come ERD un turbocharger. Vengono inoltre mostrati i valori di pressione e il bilancio di massa.

I turbocharger sono in grado di trasferire energia idraulica dal concentrato salino, in uscita dall'unità RO, all'acqua di alimentazione. Nello specifico, l'energia idraulica posseduta dalla salamoia viene convertita in energia meccanica dal rotore della turbina, mentre la pompa riconverte l'energia meccanica in energia idraulica, in modo da fornire all'acqua in ingresso la prevalenza desiderata.

Il processo complessivo di pompaggio può essere quindi suddiviso in due passi. Inizialmente, l'acqua di mare viene pressurizzata dalla pompa di alimento grazie all'utilizzo di un motore elettrico, raggiungendo così un valore intermedio di pressione; successivamente tale valore viene incrementato grazie al turbocharger. Di conseguenza è possibile impiegare un motore meno potente risparmiando energia.

L'energia specifica consumata in presenza di turbocharger, è data dalla (6.3.3), dove viene inserito il rendimento di tale sistema ERD, come mostrato di seguito:

$$E_{Spec} = \frac{\pi_{al} - \eta_{Turbo} \cdot (1 - \alpha) \cdot \pi_C}{\eta_{HP} \cdot \alpha}$$

$$E_{Spec} = \frac{65 \text{ bar} - 0,85 \cdot (1 - 0,404) \cdot 62 \text{ bar}}{0,8 \cdot 0,404} \cdot 100 \frac{kPa}{bar} \cdot \frac{1kWh}{3600kJ} = 2,89 \frac{kWh}{m^3}$$

Come già evidenziato nei paragrafi precedenti, la pressione del flusso di alimentazione può variare in seguito a cambiamenti nella temperatura e nella salinità dell'acqua di mare. E' quindi necessario mettere in atto delle strategie di controllo anche nel caso di impiego di dispositivi ERD turbocharger. Nello specifico è possibile distinguere tra metodi a dissipazione di energia e metodi a controllo di energia.

Tra i primi vi sono le seguenti strategie:

- Introduzione di una valvola di strozzamento a valle della pompa ad alta pressione o del turbocharger: questo metodo consente di mantenere costante il numero di giri della pompa in questione controllandone la pressione in uscita;
- Utilizzo di un sistema che consente di bypassare il turbocharger (Fig. 6.4.8): prevede l'introduzione di un dispositivo di strozzamento sul flusso di concentrato salino; in questo modo è possibile scaricare una parte della salamoia in funzione della pressione di alimentazione richiesta;
- Introduzione di un convertitore di frequenza (VFD): tale dispositivo viene installato sulla pompa di alta pressione e consente di regolarne il numero di giri;
- Aggiunta di un ugello secondario nella turbina del turbocharger: tale ugello consente di regolare la potenza della turbina sulla base della sua apertura.

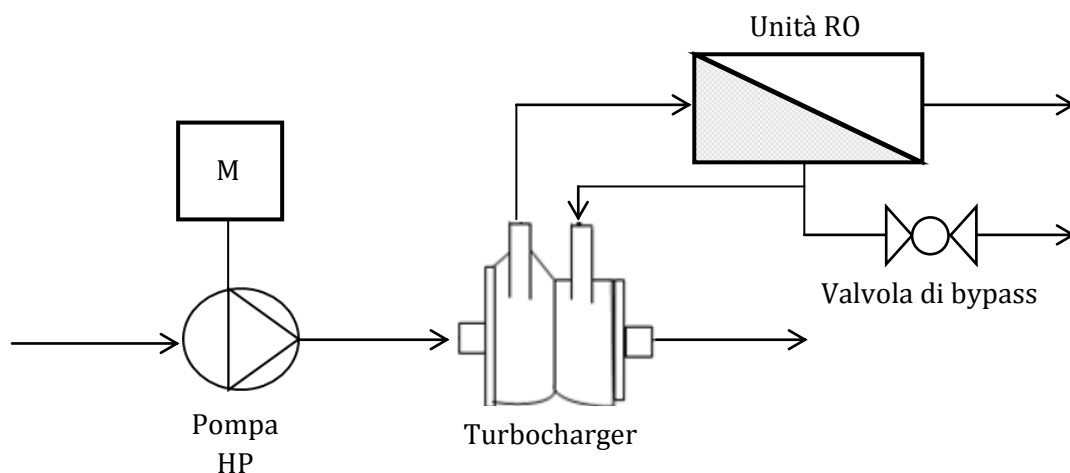


Figura 6.4.8 – Schema d'impianto con sistema di controllo che consente di bypassare il turbocharger.

I metodi a controllo di energia sono più innovativi rispetto a quelli dissipativi e comprendono:

- Il sistema a doppia turbina (Dual Turbine System, Fig. 6.4.9): questa strategia consiste nella combinazione tra un turbocharger e una turbina di tipo Pelton, quest'ultima viene alimentata dal flusso di concentrato che bypassa il turbocharger e, essendo calettata allo stesso albero della pompa di alimento, consente una diminuzione del consumo energetico del motore elettrico;

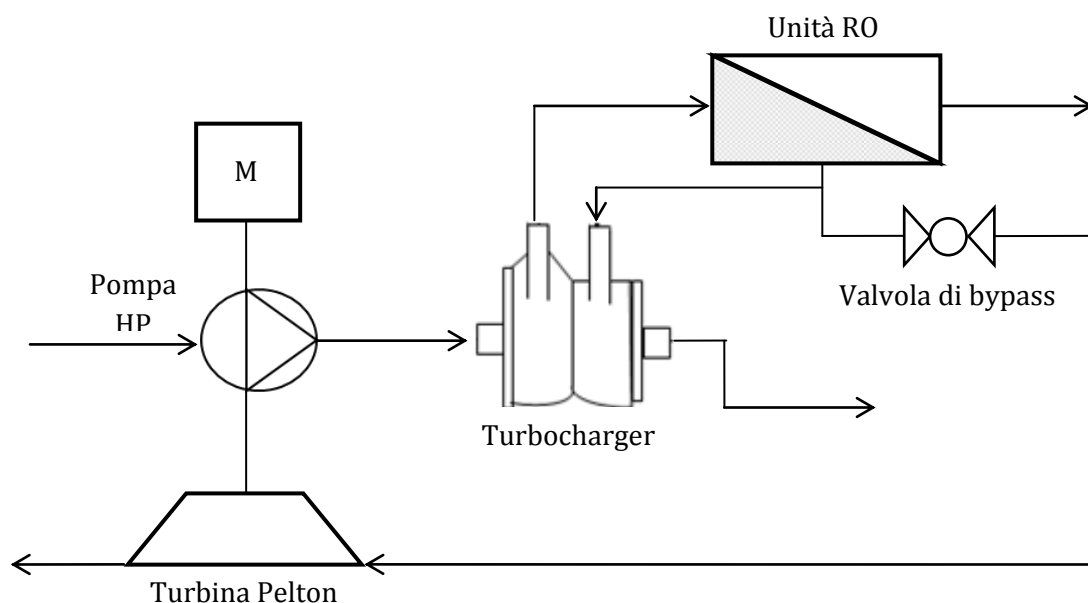


Figura 6.4.9 – Schema d’impianto con sistema a doppia turbina. Nei periodi in cui l’unità RO lavora a bassa pressione il concentrato salino, che bypassa il turbocharger, viene convogliato nella turbina Pelton, accoppiata all’albero della pompa ad alta pressione, in modo da ridurre i consumi energetici del motore elettrico.

- Il sistema HEMI (Hydraulic Energy Management Integration, Fig. 6.4.10): tale metodo consiste nell’utilizzo di un motore ausiliario, calettato all’albero del turbocharger, che supporta la pompa interna al turbocharger stesso nei periodi in cui si necessita di un’elevata pressione, fornendo così la prevalenza residua.

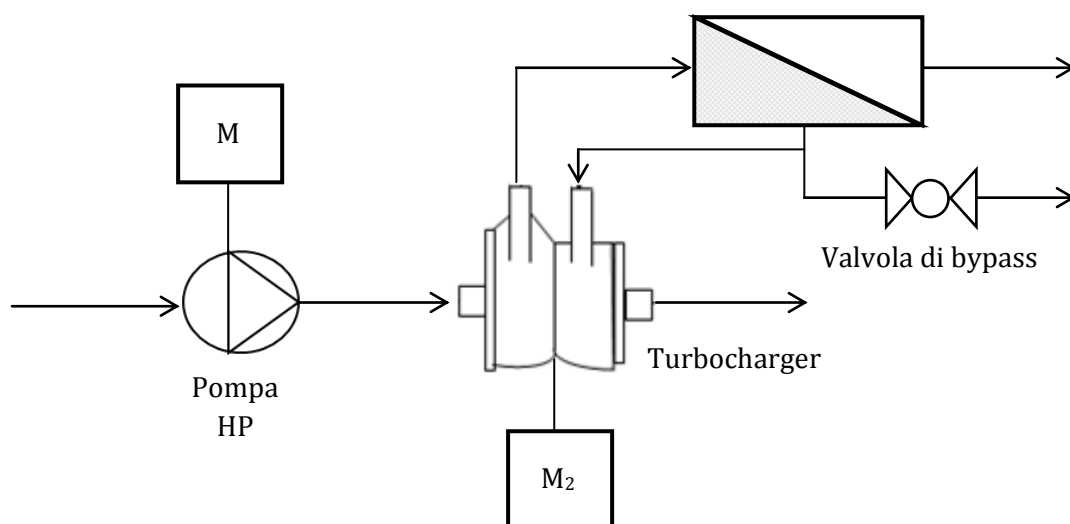


Figura 6.4.10 – Schema d’impianto con sistema HEMI. Nei periodi in cui l’unità RO lavora ad alta pressione, entra in azione in motore secondario calettato all’albero del turbocharger, in modo da fornire la prevalenza residua richiesta.

6.4.3. DISPOSITIVI ISOBARICI

I dispositivi isobarici consentono la conversione diretta dell'energia idraulica, posseduta dal concentrato, in energia idraulica del flusso di alimento all'unità di osmosi inversa. Poiché per questa trasformazione ci si avvale di un meccanismo analogo a quello delle pompe volumetriche, i dispositivi isobarici sono anche detti volumetrici.

Siccome il numero di conversioni energetiche viene ridotto rispetto al caso di adozione di sistemi centrifughi, l'efficienza degli ERD isobarici è sempre superiore.

Si riporta in Figura 6.4.11 lo schema impiantistico caratteristico nel caso di introduzione di un sistema di recupero energetico isobarico.

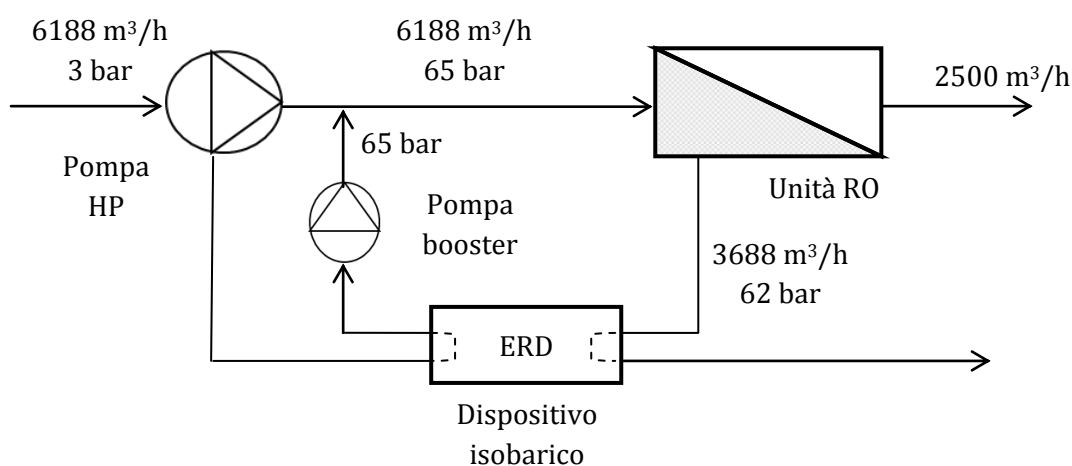


Figura 6.4.11 – Schema impiantistico relativo al processo RO nel caso di utilizzo un dispositivo isobarico per il recupero dell'energia.

Come si può notare dallo schema rappresentato, una quota parte del flusso di alimento viene inviata al dispositivo isobarico, dove è pressurizzata mediante lo scambio energetico con il concentrato proveniente dall'unità di osmosi inversa. Poiché il flusso in uscita dal dispositivo isobarico possiede una pressione inferiore rispetto a quella necessaria per la realizzazione del processo RO, occorre imporre un ulteriore incremento di pressione mediante l'introduzione di una cosiddetta pompa booster, o pompa di rilancio.

La frazione rimanente di flusso di alimento viene invece pressurizzata all'interno di una pompa ad alta pressione (pompa HP).

I due flussi si ricongiungono a valle della pompa HP e vengono indirizzati all'unità RO.

Poiché alla pompa centrifuga ad alta pressione giunge solo la frazione del flusso di alimento che non è inviata al dispositivo ERD isobarico, tale macchina sarà di dimensioni inferiori rispetto a quella utilizzata in caso di sistemi ERD centrifughi. D'altra parte la pompa HP dovrà comunque essere in grado di fornire alla quota parte di flusso in ingresso tutta la prevalenza richiesta a monte dell'alimentazione all'unità RO.

Rotary Pressure Exchanger

Il Rotary Pressure Exchanger (scambiatore rotorico di pressione, PX) è un dispositivo mediante cui si riesce a trasferire pressione da un flusso ad alta pressione ad uno caratterizzato da bassa pressione all'interno di un rotore in ceramica.

Questo tipo di dispositivo è stato introdotto per la prima volta sul mercato nell'anno 1997; da allora sono però stati introdotti notevoli miglioramenti tecnologici che hanno portato ad un netto incremento dell'efficienza di recupero di tale sistema.

Il Rotary Pressure Exchanger è costituito da un corpo rotorico ceramico rivestito da un involucro di vetroresina e collegato a tubi e raccordi in acciaio inossidabile.



Figura 6.4.12 – Immagine di un dispositivo Rotary Pressure Exchanger.

Il corpo rotorico (Fig. 6.4.13), elemento principale del dispositivo, è composto dal rotore, da un manicotto e da due testate terminali.

Il rotore è di forma cilindrica e al suo interno si trovano dei condotti disposti intorno all'asse di rotazione dell'elemento meccanico stesso. Esso è libero di ruotare nel manicotto ed è confinato dalle due testate terminali. Tutti questi componenti sono costituiti da materiale ceramico in quanto, al contrario dei metalli, garantisce una notevole resistenza alla corrosione e un'eccezionale stabilità meccanica e dimensionale (R. L. Stover, 2005).

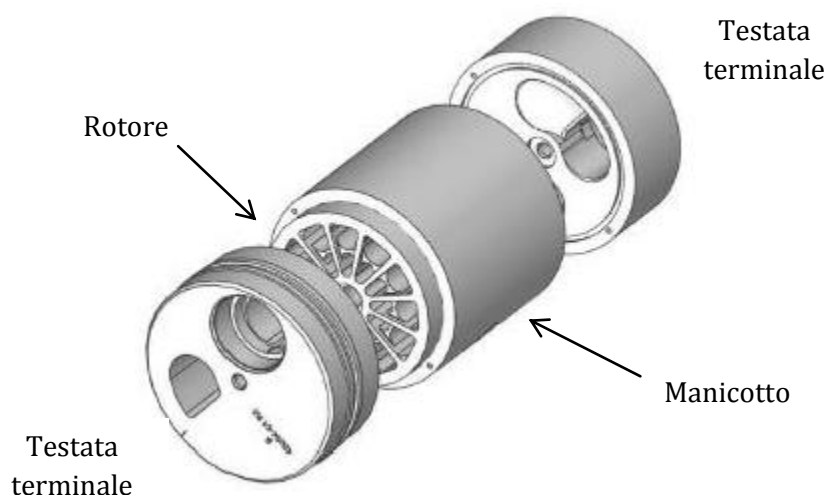


Figura 6.4.13 – Rappresentazione del corpo rotorico di un Rotary Pressure Exchanger.

Le due testate terminali sono adibite a recepire rispettivamente il flusso di alimento e quello di concentrato. Ogni testata è dotata di due porte, una per l'ingresso e l'altra per l'uscita del flusso idrico.

Una quota parte del flusso di alimento, caratterizzato da bassi valori di pressione, è recepito da una delle due porte della corrispondente testata e fuoriesce pressurizzato dall'altra porta della stessa testata. All'altra estremità del corpo rotorico il flusso di concentrato ad alta

pressione è alimentato ad una delle due porte della corrispettiva testata, ed è poi scaricato a bassa pressione mediante la seconda porta.

Affinché si verifichi effettivamente l'aumento di pressione del flusso di alimento, è necessario che esso entri in contatto con il concentrato all'interno dei condotti del rotore. Grazie alla rotazione del corpo rotorico, ciascun condotto si dispone via via in tre diverse zone (Fig. 6.4.14), denominate *zona di alta pressione*, *zona di sigillo* e *zona di bassa pressione*.

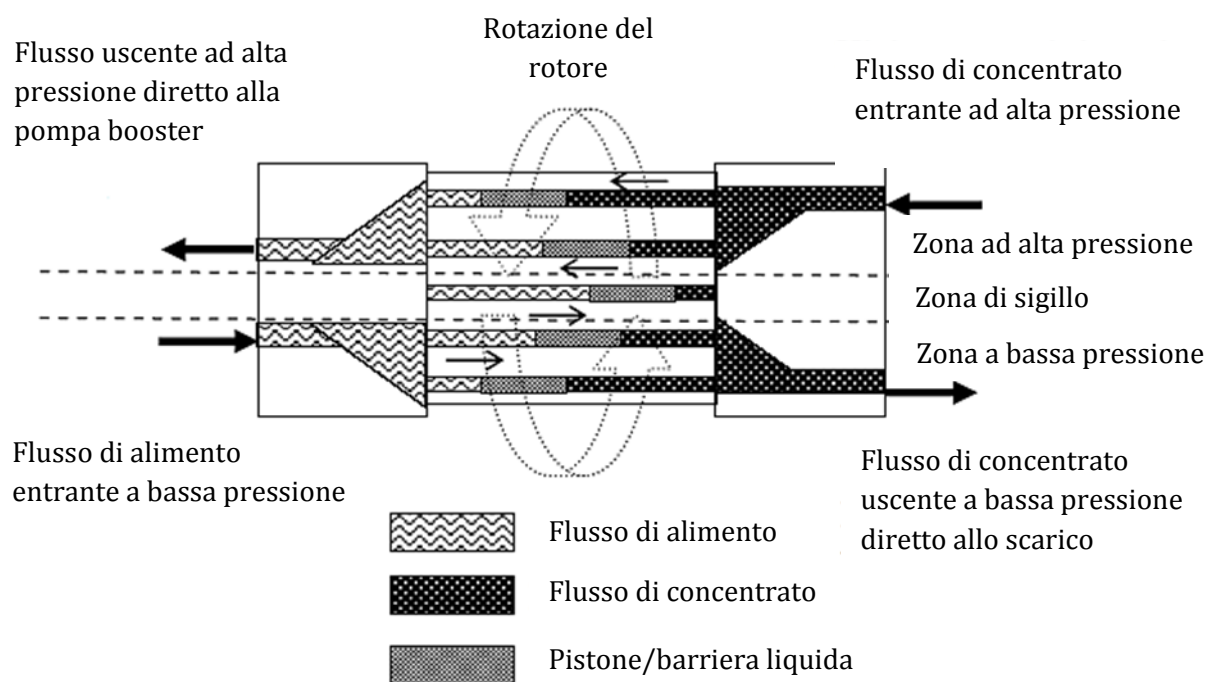


Figura 6.4.14 – Schema rappresentativo del meccanismo operativo per la pressurizzazione del flusso di alimento per un dispositivo PX.

La dinamica attraverso cui avviene la pressurizzazione del flusso di alimento è schematizzabile con un ciclo composto da quattro fasi (Fig. 6.4.15):

1. Il flusso di alimento a bassa pressione riempie il condotto del corpo rotorico, che si trova nella zona a bassa pressione;
2. A causa della rotazione del rotore il condotto si porta nella zona di sigillo, interrompendo così l'ingresso del flusso di alimento;
3. La continua rotazione del rotore fa sì che il condotto raggiunga la zona di alta pressione ed entri in contatto con il flusso di concentrato, che si inserisce all'interno del condotto pressurizzando e indirizzando verso la porta di uscita il flusso di alimento;
4. Il condotto si porta nuovamente dalla zona di sigillo e successivamente nella zona di bassa pressione, dove il flusso di concentrato, caratterizzato ormai da bassa pressione, viene scaricato e in contemporanea il flusso di alimento viene nuovamente introdotto, reiterando così il ciclo.

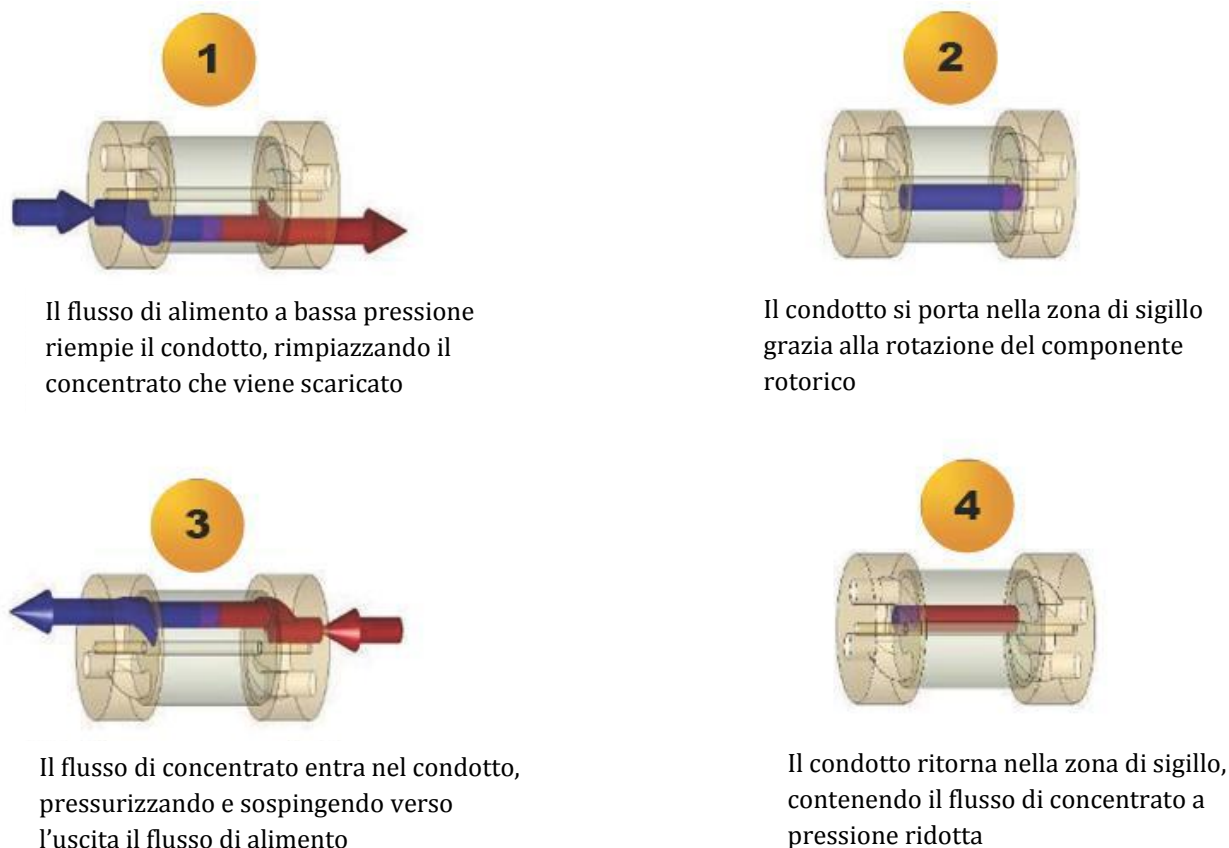


Figura 6.4.15 – Ciclo operativo di un Rotary Pressure Exchanger attraverso cui avviene lo scambio energetico tra il flusso di concentrato e quello di alimento.

Durante il ciclo appena descritto l'interfaccia tra i due flussi si muove prima in una direzione e poi in quella opposta. L'apposita progettazione del rotore consente a tale interfaccia di non raggiungere mai l'estremità finale del condotto: prima che si possa verificare ciò, il condotto si trasferisce nella zona di sigillo. In questo modo una certa quantità di liquido (in Fig. 6.4.14 denominata *pistone/barriera liquida*) permane all'interno del condotto del corpo rotorico e si muove da un'estremità all'altra, ostacolando la miscelazione dei due flussi.

La velocità del rotore è quindi controllata dalla portata combinata dei flussi di bassa ed alta pressione: non ci sono né alberi, né motori, né dispositivi elettronici di controllo in un'unità PX, e il rotore non contiene pistoni o barriere, se non quella cosiddetta liquida (R. L. Stover, 2008).

Nonostante la presenza di questa barriera liquida, un certo grado di miscelazione si verifica ugualmente e in ingresso all'unità di osmosi inversa si registra sempre un incremento della salinità (I. B. Cameron, R. B. Clemente, 2008). Tale incremento nella concentrazione salina del flusso di alimento determina una maggiore pressione osmotica da vincere in corrispondenza dello stadio RO.

Si è quindi stimato che ad un incremento medio di salinità del 3-5% consegue un innalzamento della pressione osmotica di circa 2 bar.

È comunque possibile valutare nello specifico l'aumento nella concentrazione salina *SI* del flusso di alimento mediante un'equazione semplificata di natura empirica (R. L. Stover, 2005):

$$SI = \alpha \cdot 6,15\% \quad (6.4.1)$$

Avvalendosi dell'espressione (6.4.1) si può calcolare l'incremento di salinità supposto per l'impianto simulato di Bari, noto il coefficiente di recovery ($\alpha = 0,404$). Il valore di SI risulta quindi pari a 2,49%, cifra addirittura inferiore al range medio osservato su impianti di dissalazione che attualmente si avvalgono del sistema di recupero PX.

Applicando la relazione (6.2.12) è possibile quantificare, noto l'incremento di salinità, il corrispondente innalzamento di pressione idraulica di alimento da imporre per vincere la pressione osmotica:

$$\Delta\pi_{al} = 0,7584 \cdot 10^{-3} \cdot \Delta TDS [\text{mg}_{\text{TDS}}/\text{L}] = 0,7584 \cdot 10^{-3} \cdot (38.500 * 0,0249) = 0,73 \text{ bar}$$

In conclusione, assumendo l'adozione del dispositivo Rotary Pressure Exchanger per il progetto del dissalatore di Bari, si determinerebbero un aumento di salinità del flusso in ingresso all'unità RO pari al 2,49% e un conseguente incremento della pressione idraulica di alimento di un valore poco inferiore a 1 bar.

A livello energetico tale innalzamento della pressione è traducibile in una maggiorazione della spesa energetica di pompaggio.

Se gli operatori di un impianto decidessero di adottare un dispositivo PX imponendo il vincolo di mantenere costante la pressione idraulica di alimento, con l'obiettivo di non aumentare i consumi energetici, essi dovrebbero valutare l'introduzione una delle seguenti tre opzioni (M. J. Guirguis, 2011):

- Ridurre il coefficiente di recovery di circa il 2%, aumentando del 5% il flusso idrico di intake;
- Aumentare la superficie attiva delle membrane di circa il 6%;
- Aumentare il flusso di alimento a bassa pressione al PX del 5%.

Sebbene l'incremento della pressione di alimento causi effettivamente una maggiorazione nella spesa energetica di pompaggio, l'elevata efficienza di recupero garantita dal sistema PX (quantitativamente superiore rispetto a quella dei sistemi centrifughi) compensa ampiamente l'extra-consumo indotto. Per questo motivo in genere si sceglie di rilevare e monitorare l'incremento di pressione senza però modificare l'equipaggiamento o le variabili di processo.

Un'analisi completa della dinamica di un sistema dotato di un dispositivo PX non può trascurare l'aspetto della quantificazione delle portate in ingresso e in uscita.

Poiché il Rotary Pressure Exchanger è un dispositivo volumetrico, la portata di alimento pressurizzata al suo interno dovrebbe teoricamente essere pari alla portata di concentrato; di conseguenza il flusso da pressurizzare mediante la pompa ad alta pressione coinciderebbe con il flusso di permeato.

A livello pratico, però, una frazione del flusso di concentrato, caratterizzato da alta pressione, agisce da lubrificante tra il rotore e il manicotto; per questa ragione la portata di concentrato risulta superiore alla portata idrica alimentata al PX.

La quota parte di concentrato che opera l'azione lubrificante è compresa in un range di 1-2,5% (V. G. Gude, 2011). L'esatto valore di flusso lubrificante dipende in realtà da molte variabili, quali la pressione del sistema, la temperatura, le portate di alimento e di concentrato e le caratteristiche tecniche del dispositivo utilizzato. Da un punto di vista energetico, il flusso di lubrificazione corrisponde ad una perdita, poiché rappresenta una frazione di flusso di concentrato che non contribuisce a pressurizzare il flusso di alimento (R. L. Stover, 2005). Di conseguenza si può affermare che la portata idrica alimentata alla pompa centrifuga ad alta pressione risulta superiore alla portata di permeato prodotta dal processo RO per una quantità pari al flusso di lubrificazione.

Note la dinamica del sistema e le portate massiche in gioco, è ragionevole valutare l'efficienza di recupero del dispositivo in esame.

Nel Rotary Pressure Exchanger il flusso di concentrato pressurizza direttamente il flusso di alimento, evitando quelle trasformazioni energetiche intermedie che caratterizzano invece i dispositivi centrifughi. In questo modo, poiché si eliminano le perdite legate a tali trasformazioni, l'efficienza di recupero risulta estremamente alta, attestabile mediamente intorno al 95 - 98% (R. L. Stover, 2005, V. G. Gude, 2011, I. B. Cameron, R. B. Clemente, 2008). L'efficienza di recupero può essere calcolata come rapporto tra l'energia totale in uscita dall'unità PX e la corrispondente energia in ingresso; in questo caso l'energia globale è esprimibile come sommatoria di tutti i prodotti tra flussi e rispettive pressioni:

$$Efficienza_{PX} = \frac{\sum_i (P_i \cdot Q_i)_{out}}{\sum_i (P_i \cdot Q_i)_{in}} = \frac{P_{al, out} \cdot Q_{al, out} + P_{c, out} \cdot Q_{c, out}}{P_{al, in} \cdot Q_{al, in} + P_{c, in} \cdot Q_{c, in}} \quad (6.4.2)$$

L'energia specifica consumata in presenza di PX viene di seguito calcolata tramite la (6.3.3):

$$E_{Spec} = \frac{\pi_{al} - \eta_{PX} \cdot (1 - \alpha) \cdot \pi_c}{\eta_{HP} \cdot \alpha}$$

$$E_{Spec} = \frac{65 \text{ bar} - 0,98 \cdot (1 - 0,404) \cdot 62 \text{ bar}}{0,8 \cdot 0,404} \cdot 100 \frac{kPa}{bar} \cdot \frac{1kWh}{3600kJ} = 2,54 \frac{kWh}{m^3}$$

Le uniche perdite energetiche effettivamente rilevate nel Rotary Pressure Exchanger sono quindi relative al flusso di lubrificazione e ai differenziali di bassa ed alta pressione. Questi ultimi corrispondono a perdite di carico interne al dispositivo stesso. Infatti la pressione del flusso di alimento pressurizzato è lievemente inferiore rispetto a quella del concentrato alimentato al PX, e analogamente la pressione del concentrato in uscita è leggermente minore rispetto a quella del flusso di alimento in ingresso. Queste cadute di pressione sono dovute all'attrito viscoso che si determina tra i flussi idrici e i componenti ceramici del rotore e possono essere descritte come funzioni delle portate (Fig. 6.4.16). Entrambe queste perdite superano raramente il valore di 1 bar (R. L. Stover, 2005).

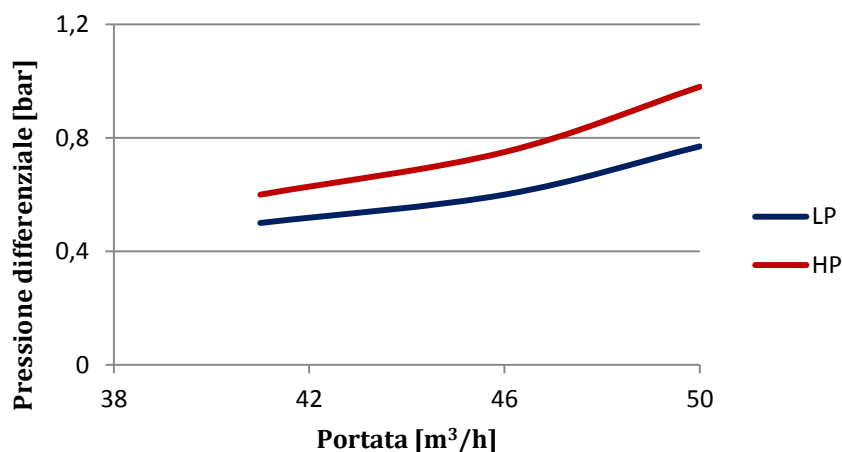


Figura 6.4.16 – Andamento dei differenziali di alta e bassa pressione (rispettivamente indicati con HP e LP) all'aumentare della portata [9].

Piston-type Work Exchanger

Il Piston-type Work Exchanger (scambiatore di lavoro a pistone, WE) è un dispositivo isobarico di recupero energetico, ed in quanto tale consente la pressurizzazione diretta da parte del flusso di concentrato dell'acqua di mare da alimentare al processo RO. Si evitano quindi passaggi intermedi nel trasferimento energetico tra i due fluidi, che nel Piston-type Work Exchanger sono separati da un pistone (Fig. 6.4.17). La separazione mediante pistone garantisce che l'incremento di salinità e il conseguente innalzamento della pressione osmotica da vincere siano minimizzati (B. Schneider, 2005). Nella seguente trattazione verrà analizzato nello specifico il dispositivo di tipo DWEER™.

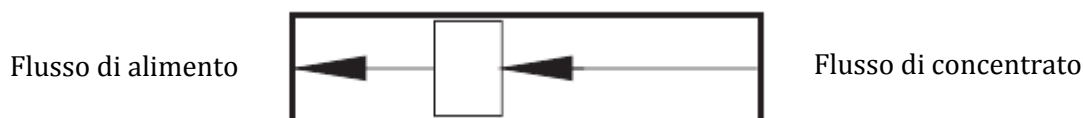


Figura 6.4.17 – Meccanismo di funzionamento mediante pistone del Piston-type Work Exchanger.

Il pistone lavora in maniera ciclica, alternando due fasi. La prima fase consiste nel riempimento del corpo cilindrico con il flusso di alimento a bassa pressione, nella seconda invece si opera la pressurizzazione: il flusso di concentrato ad alta pressione spinge il pistone e svuota il cilindro contenente il flusso di alimento, trasferendo così energia. Il principio operativo è quindi analogo a quello che caratterizza le pompe volumetriche a pistone.

Per garantire la continuità del processo di pressurizzazione il sistema DWEER™ prevede l'installazione di almeno due corpi cilindrici in parallelo, il cui funzionamento è ovviamente alternato: quando in uno avviene la fase di riempimento, nell'altro si realizza invece la fase di pressurizzazione e viceversa.

I componenti principali che costituiscono il dispositivo DWEER™ sono i pistoni racchiusi nei cilindri, le valvole di ritegno (due per ogni cilindro) e la valvola LinX™. In Figura 6.4.18 si considera un sistema semplice dotato di due soli pistoni.

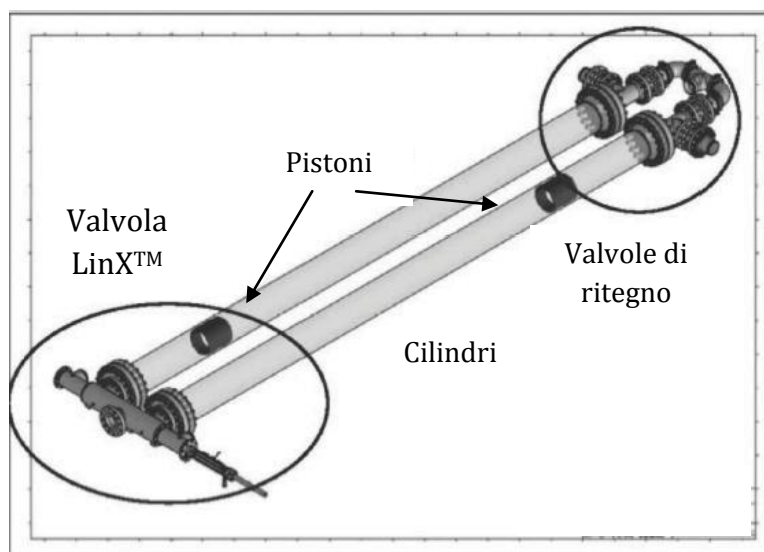


Figura 6.4.18 – Rappresentazione dei principali componenti del DWEER™: i due pistoni, le valvole di ritegno e la valvola LinX™.

Le valvole di ritegno (Fig. 6.4.19) garantiscono che il flusso si muova in una sola direzione, per questo sono dette “valvole di non ritorno”. Le valvole di ritegno più interne consentono il passaggio del flusso unicamente in uscita dal corpo cilindrico, mentre quelle più esterne permettono lo scorrimento della portata solo in ingresso al cilindro.

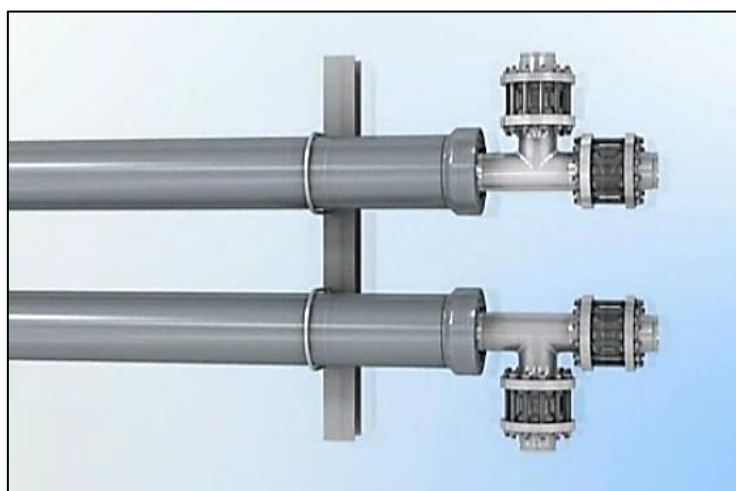


Figura 6.4.19 – Immagine delle valvole di ritegno: quelle interne consentono l'uscita del fluido, quelle esterne permettono l'ingresso della portata di alimento.

La valvola LinX™ (Fig. 6.4.20) è costituita da tre porte, una interna e due esterne. Il concentrato ad alta pressione entra dalla porta centrale della LinX™, mentre esce a bassa pressione dalle due porte più esterne.

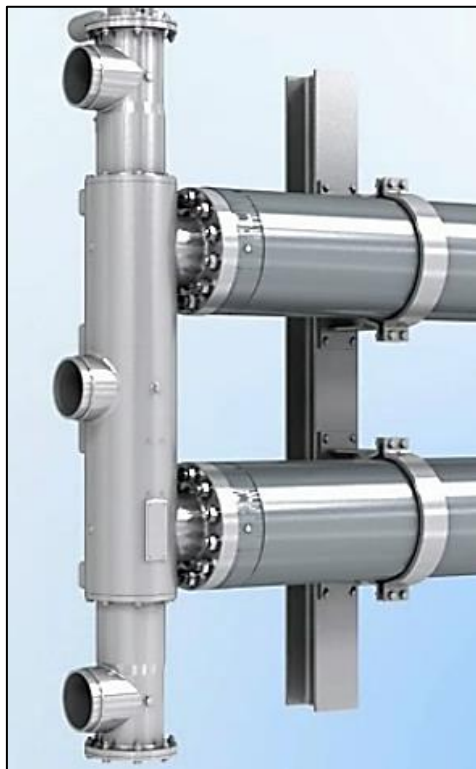


Figura 6.4.20 – Immagine della valvola LinX™.

Il meccanismo operativo del dispositivo Work Exchanger di tipo DWEER™ è suddivisibile in due fasi.

Durante la prima fase la valvola LinX™ è regolata in modo che il flusso di concentrato ad alta pressione sia indirizzato tramite la porta centrale verso il corpo cilindrico superiore, mentre le porte esterne sono chiuse. Il cilindro superiore è inizialmente riempito con il flusso di alimento a bassa pressione, che a seguito dell'introduzione del flusso di concentrato viene pressurizzato ed esce dalla valvola di ritegno. Il cilindro inferiore, a seguito dell'apertura della porta di uscita del concentrato a bassa pressione, scarica quest'ultimo e al contempo è riempito dal flusso di acqua di mare a bassa pressione. Una volta che i pistoni sono arrivati a fine corsa si passa alla fase successiva.

Nella seconda fase la valvola LinX™ si attiva e si posiziona in modo da consentire l'ingresso del flusso di concentrato a bassa pressione al solo corpo cilindrico inferiore e da aprire la porta di uscita del concentrato a bassa pressione relativa al cilindro superiore.

Lo scarico del concentrato a bassa pressione è effettuato contestualmente al riempimento con acqua di mare a bassa pressione. Nel cilindro inferiore invece avviene ciò che si verificava durante la prima fase nel corpo superiore.

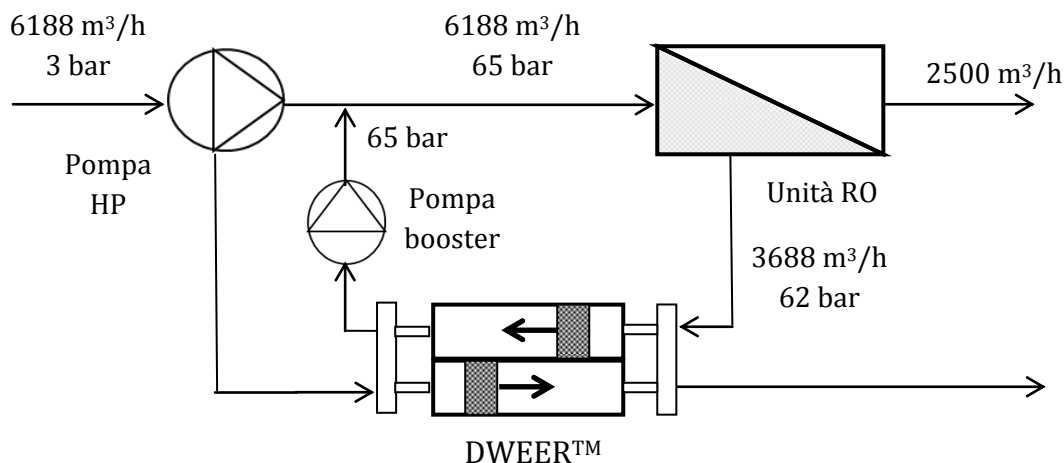


Figura 6.4.21 – Schema impiantistico di un processo RO dotato di sistema DWEER™ con due pistoni in parallelo.

Lo schema impiantistico con il quale il Piston-type Work Exchanger si inserisce all'interno dell'impianto a osmosi inversa (Fig. 6.4.21) è perlopiù analogo a quello del Rotary Pressure Exchanger: una quota parte del flusso di alimento è pressurizzata all'interno del sistema DWEER™, la restante frazione del flusso idrico in ingresso è indirizzata ad una pompa centrifuga multistadio ad alta pressione. I due flussi quindi si ricongiungono a monte dell'unità RO, dopo l'ulteriore pressurizzazione imposta al flusso in uscita dal DWEER™ da una pompa booster (o pompa di rilancio).

Poiché i dispositivi Work Exchanger rientrano nella categoria dei sistemi isobarici e volumetrici, la portata di alimento pressurizzata al loro interno è circa pari alla portata di concentrato, mentre il flusso di alimento pressurizzato dalla pompa centrifuga ad alta pressione equivale alla portata di permeato prodotta dal processo RO. In realtà, analogamente ai sistemi PX, il flusso di alimento risulta lievemente superiore alla portata di permeato in quanto circa lo 0,5% del flusso di concentrato ad alta pressione inviato al dispositivo ERD esercita una funzione lubrificante. Tale frazione di concentrato (denominata *flusso di lubrificazione*) non contribuisce alla pressurizzazione del flusso di acqua di mare ed è quindi annoverata tra le perdite: è necessario infatti incrementare la portata di alimento alla pompa centrifuga di alta pressione, causando un aumento nei consumi energetici dell'impianto.

Oltre al flusso di lubrificazione sono individuabili altri tipi di perdite energetiche.

Nonostante la separazione tramite pistone sia più efficace rispetto alla barriera liquida caratteristica dei sistemi PX, si determina comunque un certo *grado di miscelazione* tra il flusso di concentrato e quello di alimento. Questa "contaminazione" dell'acqua di mare da parte del concentrato causa un incremento della salinità nel flusso di alimento al processo RO, che nel caso del dispositivo DWEER™ si aggira intorno all'1%. Tale aumento della quantità di solidi sospesi provocherà sì un innalzamento della pressione di alimento e conseguentemente una maggiorazione nella spesa energetica di pompaggio (quindi una perdita netta), ma occorre comunque tenere presente che l'extra-consumo indotto è ampiamente compensato dagli alti livelli di efficienza di questo tipo di dispositivi.

Il cosiddetto fenomeno di *overflow* si verifica durante la fase di riempimento del corpo cilindrico con il flusso di alimento: quando il pistone arriva a fine corsa una frazione della portata di acqua di mare passa nella zona in cui è presente il concentrato a bassa pressione. Questa miscelazione da una parte corrisponde ad una perdita energetica, perché parte dell'acqua di mare preventivamente prelevata e pretrattata non viene recapitata all'unità RO; dall'altra migliora però l'effetto di scarico del concentrato a bassa pressione.

Infine tra le perdite energetiche vengono annoverati anche i differenziali di bassa e alta pressione, dovuti alla differenza di pressione idraulica che si registra rispettivamente in fase di compressione e di riempimento (analogamente a quanto spiegato per i sistemi di recupero PX). In entrambi i casi il valore del differenziale si aggira intorno a 1 bar.

In quanto dispositivi isobarici, i sistemi DWEER™ consentono di azzerare le perdite legate a trasformazioni energetiche intermedie (tipiche invece dei sistemi di recupero centrifughi). Per questa ragione l'efficienza di recupero risulta piuttosto elevata; si attesta infatti mediamente intorno al 95 - 98% (R. L. Stover, 2005, B. Schneider, 2005, V. G. Gude, 2011). Dato tale valore di efficienza è possibile determinare l'energia specifica tramite la (6.3.3):

$$E_{Spec} = \frac{\pi_{al} - \eta_{DWEER} \cdot (1 - \alpha) \cdot \pi_C}{\eta_{HP} \cdot \alpha}$$

$$E_{Spec} = \frac{65 \text{ bar} - 0,98 \cdot (1 - 0,404) \cdot 62 \text{ bar}}{0,8 \cdot 0,404} \cdot 100 \frac{\text{kPa}}{\text{bar}} \cdot \frac{1 \text{ kWh}}{3600 \text{ kJ}} = 2,54 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3}$$

Un aspetto decisamente positivo dei sistemi DWEER™ consiste nella loro capacità di tollerare un'ampia variabilità di condizioni operative sia in termini di portata sia di pressione, mantenendo elevati valori di efficienza di recupero (B. Schneider, 2005).

Un limite da non sottovalutare è però rappresentato dalle notevoli perdite di carico che si possono generare nel sistema, perlopiù legate all'aumento del differenziale di alta pressione della valvola LinX™.

Per ovviare a questa problematica la soluzione migliore consiste nell'operare con durate del ciclo piuttosto alte, imponendo però un aumento nel numero di DWEER™ da utilizzarsi in parallelo (B. Schneider, 2005). Attualmente i dispositivi DWEER™ a regime compiono 3 - 4 cicli al minuto. Possibili futuri sviluppi potrebbero portare a ridurre la durata di un singolo ciclo, in modo da incrementare la portata gestibile da un singolo dispositivo (diminuendo così i costi di impianto) senza penalizzare però il differenziale di alta pressione.

Occorre inoltre ricordare che il dispositivo DWEER™ è dotato di un maggior numero di parti meccaniche (in particolare valvole e pistoni) rispetto agli altri sistemi di recupero descritti; di conseguenza risulta più facilmente soggetto a usura. Si tenga anche presente che, per assicurare la regolazione e la ciclicità della fasi, il sistema DWEER™ deve essere dotato di un PLC (Controllore Logico Programmabile).

La complessità impiantistica e i relativi costi di installazione sono quindi superiori rispetto agli altri dispositivi analizzati.

6.4.4. ANALISI DELLE PRESTAZIONI E DELLE EFFICIENZE

L'evoluzione nel corso degli anni dei sistemi di recupero ha portato all'implementazione di dispositivi sicuramente via via più efficienti, ma anche sempre più complessi da un punto di vista impiantistico.

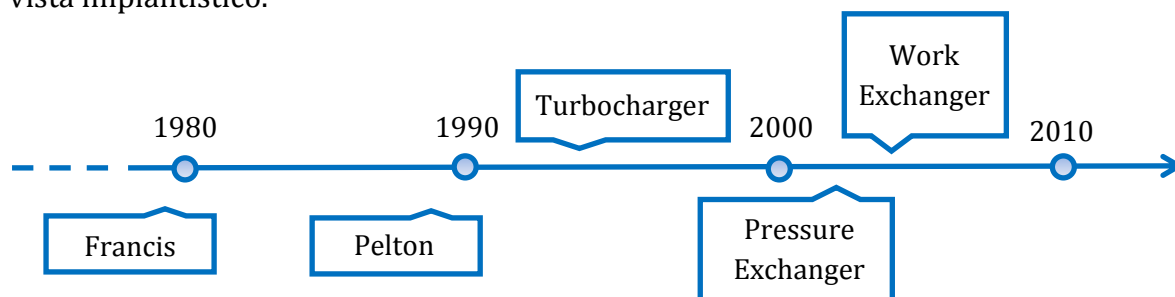


Figura 6.4.22 – Sviluppo storico dei sistemi di recupero energetico

Come è possibile notare da Figura 6.4.22, dalla metà degli anni '90 lo sviluppo tecnologico ha condotto prima alla realizzazione dei Turbocharger (caratterizzati da un'efficienza di circa il 10% maggiore rispetto ai sistemi a turbina), e poi all'introduzione dei dispositivi isobarici. La principale differenza tra i sistemi centrifughi e i sistemi isobarici consiste nella modalità tramite cui l'energia posseduta dal flusso di concentrato è trasferita al flusso di alimento all'unità RO: evitando la trasformazione intermedia in energia meccanica si riesce a ottimizzare la conversione energetica e a realizzare rendimenti di recupero che si attestano intorno al 98%.

Anche a livello di consumi di pompaggio e flussi in ingresso e in uscita si riscontrano delle divergenze operative tra le due categorie di dispositivi.

Infatti, poiché i dispositivi isobarici sono di tipo volumetrico, in essi l'energia recuperata dal concentrato è trasferita solamente ad una quota parte del flusso di alimento al processo RO, pari alla portata del flusso di concentrato. Per questa ragione risulta ragionevole utilizzare una pompa ad alta pressione di taglia ridotta rispetto al caso in cui non si adotti alcun sistema di recupero, anche se la prevalenza che tale pompa deve fornire rimane costante.

Per contro nei dispositivi centrifughi l'energia è trasferita all'intero flusso di alimento: in questo modo la capacità della pompa ad alta pressione deve essere superiore, ma si riduce la prevalenza che la pompa stessa deve addurre.

Occorre inoltre ricordare che, a differenza dei dispositivi centrifughi, i sistemi isobarici hanno una maggior flessibilità operativa, poiché sono in grado di tollerare un'ampia variabilità delle condizioni operative in termini di portata e pressione, mantenendo comunque elevata l'efficienza di recupero energetico.

A conferma di ciò si osservi il grafico in Figura 6.4.23; le curve rappresentate sono estrapolate da valori registrati su impianti esistenti (M. J. Guirguis, 2011).

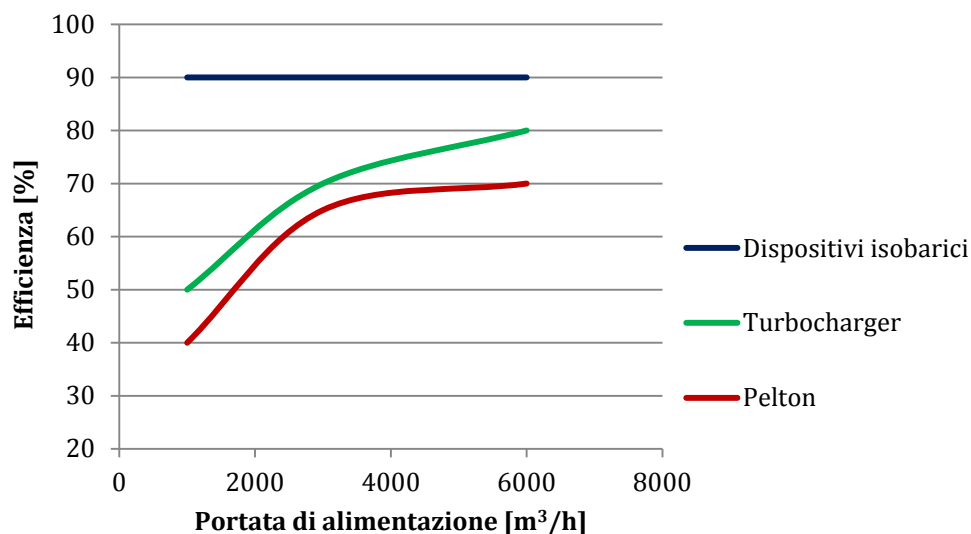


Figura 6.4.23 – Andamento dell'efficienza di recupero energetico per turbine Pelton, turbocharger e dispositivi isobarici all'aumentare della portata.

Nonostante i dispositivi isobarici siano tecnologicamente più moderni ed efficienti, presentano anch'essi dei limiti, di cui è sensato tenere conto nella scelta del sistema di recupero da adottare per uno specifico impianto.

In primo luogo nei dispositivi isobarici si determina un incremento della salinità del flusso di alimento al processo RO a causa del fenomeno di miscelazione. Si noti che il grado di miscelazione risulta superiore nel sistema PX piuttosto che nel DWEER™.

Inoltre i dispositivi isobarici sono meccanicamente più complessi rispetto a quelli centrifughi, e di conseguenza risultano anche più costosi.

In particolare il DWEER™ è dotato di un maggior numero di parti meccaniche (valvole e pistoni) ed è pertanto più facilmente soggetto a usura; in più tale sistema necessita l'adozione di un PLC, componente elettronico non sempre economico e sul quale va comunque effettuata una manutenzione ordinaria.

Conseguentemente ai maggiori costi fissi, la scelta dell'adozione di dispositivi isobarici è pienamente giustificata soprattutto nel caso di impianti di grossa taglia.

Si tenga comunque conto del fatto che sia i consumi energetici sia i costi di dissalazione possono variare anche notevolmente in base alla collocazione geografica degli impianti e alle caratteristiche dell'acqua di mare da prelevare.

Pur essendo ancora oggi più diffusi i dispositivi di tipo centrifugo, i sistemi isobarici sono in grado di garantire sia valori superiori di efficienza di recupero energetico sia una maggior flessibilità operativa, e perciò la loro adozione sta divenendo via via sempre più comune. Inoltre i dispositivi isobarici possono essere installati anche in retrofit ad impianti già operativi con dispositivi centrifughi; attualmente vengono infatti spesso inseriti in sostituzione di turbine Pelton.

Si riportano ora due tabelle di confronto: nella prima (Tab. 6.4.1) si analizzano in parallelo alcuni aspetti chiave dei sistemi centrifughi comparati a quelli isobarici, nella seconda (Tab.

6.4.2) si opera invece un paragone tra tutti i diversi sistemi di recupero descritti in questo capitolo sulla base dei criteri più comunemente presi in considerazione.

Tabella 6.4.1 – Confronto tra i sistemi di recupero centrifughi e isobarici

Dispositivi	Centrifughi	Isobarici
Trasformazioni energetiche	En. idraulica → En. meccanica → En. idraulica (pressione)	En. idraulica → En. idraulica (pressione)
Efficienza di recupero energetico	76 – 87%	95 – 98%
Incremento della salinità del flusso di alimento all'unità RO	No	Sì
Flessibilità operativa	Medio-bassa	Alta
Complessità impiantistica	Medio-bassa per turbine, media per TC	Alta
Costo d'installazione	Medio-basso	Alto
Fonti	(J. Gebel, S. Yüce, 2008, V. G. Gude, 2011)	(V. G. Gude, 2011, I. B. Cameron, R. B. Clemente, 2008)

Tabella 6.4.2 – Confronto tra i diversi sistemi di recupero, sia centrifughi sia isobarici, esaminati.

Dispositivi	Francis	Pelton	Turbocharger	Pressure Exchanger	Work Exchanger (DWEER™)
Efficienza di recupero energetico	76%	87%	85%	95 – 98%	95 – 98%
Energia specifica (kWh/m ³)	3,17	2,82	2,89	2,54	2,54
Incremento della salinità del flusso di alimento all'unità RO	No	No	No	2,5% circa	1% circa
Flessibilità operativa	Scarsa	Scarsa	Media	Alta	Alta
Complessità impiantistica	Bassa	Bassa	Bassa	Medio-alta	Alta
Costo d'installazione	Basso	Basso	Medio	Medio-Alto	Alto
Fonti	(J. Gebel, S. Yüce, 2008)	(J. Gebel, S. Yüce, 2008)	(V. G. Gude, 2011)	(V. G. Gude, 2011, I. B. Cameron, R. B. Clemente, 2008)	(V. G. Gude, 2011)

In Figura 6.4.24 è inoltre riportato un istogramma di confronto tra i valori di efficienza di recupero energetico relativi ai diversi sistemi analizzati.

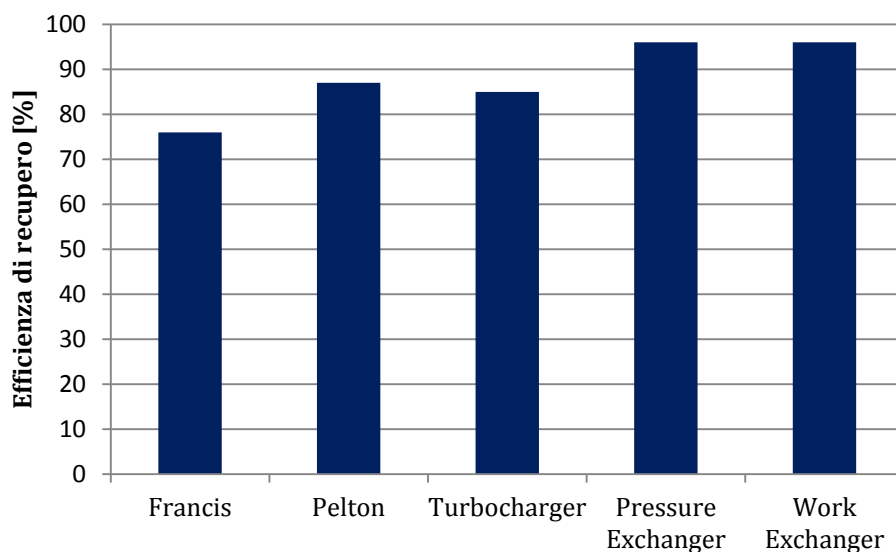


Figura 6.4.24 – Istogramma di confronto tra i valori di efficienza di recupero energetico relativi ai diversi sistemi analizzati.

6.5. ANALISI EXERGETICA

Con l'obiettivo di massimizzare il risparmio energetico è possibile anche effettuare un'analisi exergetica del processo di dissalazione. Tale studio consente di stabilire, noto il fabbisogno energetico dell'impianto, la sua efficienza exergetica valutata in termini di perdita di entropia. L'energia totale può essere suddivisa in due componenti: exergia ed anergia. L'anergia è la parte di energia che viene forzatamente restituita all'ambiente sotto forma di calore in condizioni di completa degradazione; mentre l'exergia è quella parte di energia che, tramite trasformazioni reversibili, può essere completamente convertita da una forma di energia all'altra. Di conseguenza l'exergia di un sistema può essere definita come il massimo lavoro meccanico che può essere estratto da tale sistema quando lo si porta in equilibrio con l'ambiente di riferimento, che si ipotizza mantenga temperatura, pressione e composizione chimica costanti durante tutto il processo. Quando il sistema è in equilibrio con l'ambiente di riferimento, ossia ha la stessa composizione chimica, la stessa temperatura, la stessa pressione, la stessa velocità e la stessa carica elettrica, allora la sua exergia è pari a zero. Per il primo principio della termodinamica l'energia dell'universo rimane costante, pur passando da una forma all'altra. Tuttavia non tutte le forme di energia possono essere ugualmente sfruttate per produrre lavoro utile; il concetto di exergia è stato formulato proprio per fornire una valutazione qualitativa dell'energia. Al contrario di quest'ultima, l'exergia dell'universo non si conserva, bensì si riduce in ogni trasformazione irreversibile, in maniera direttamente proporzionale all'incremento di entropia dell'universo:

$$E_x = E - T_0 \cdot S \quad (6.5.1)$$

dove:

- E_x rappresenta l'exergia del sistema [J];
- E è l'energia del sistema [J];

- T_0 è la temperatura dell'ambiente di riferimento [K];
- S è l'entropia del sistema [J/K].

La definizione matematica di exergia per un fluido è data dalla seguente equazione:

$$E_x = G \left[c_p(T - T_0) - c_p T_0 \ln \left(\frac{T}{T_0} \right) + \frac{(P - P_0)}{\rho} - N_s R T_0 \ln x_1 \right] = \quad (6.5.2)$$

$$= E_x^T + E_x^P + E_x^C$$

dove:

- E_x è l'exergia [J];
- G è la portata massica [kg/s];
- c_p è il calore specifico della soluzione [J/kg·K];
- T_0 e P_0 indicano rispettivamente la temperatura [K] e la pressione [Pa] dell'acqua pura;
- N_s sono le moli del solvente per unità di massa della soluzione:

$$N_s = \frac{(100 - \sum \frac{c_i}{\rho})}{MW_s} \quad (6.5.3)$$

- $$x_1 = \frac{N_s}{N_s + \sum \left(\frac{\beta_i c_i}{\rho MW_i} \right)} \quad (6.5.4)$$

in cui:

- β_i è il numero di particelle generate dalla dissociazione della specie i ;
- ρ è la densità della soluzione liquida [kg/m³];
- c_i concentrazione massica degli i -esimi componenti chimici per litro di soluzione [kg/L];
- MW_s e MW_i rappresentano rispettivamente il peso molecolare del solvente e dell' i -esima componente chimica.

L'analisi exergetica, dal punto di vista termodinamico, è di fondamentale importanza per l'identificazione dei punti del processo di dissalazione che comportano le maggiori perdite energetiche. Per raggiungere tale scopo è necessario calcolare il bilancio exergetico tra il flusso in entrata e in uscita da ogni componente del sistema considerato:

$$\Delta E_x = \sum_i E_{x,i} - \sum_k E_{x,k} \quad (6.5.5)$$

Nell'equazione (6.5.5) ΔE_x rappresenta la variazione di exergia tra il flusso in uscita e in entrata. Tale differenza può essere anche calcolata tramite la seguente formula:

$$\Delta E_x = -T_0 \cdot S + W_U + W'_U \quad (6.5.6)$$

dove:

- $T_0 \cdot S$ rappresenta l'exergia totale distrutta e trasformata in produzione di entropia, in particolare T_0 è la temperatura dell'ambiente, mentre S è l'entropia generata;
- W_U è l'exergia elettrica [J]:

$$W_U = E \cdot 3600 \quad (6.5.7)$$

dove E è il valore di exergia elettrica prodotta da trasformare in wattora mediante il fattore di conversione $3600 \frac{S}{h}$;

- W'_U è l'exergia termica [J] fornita al sistema:

$$W'_U = G_V [(h_V - h_C) - T_0 (s_V - s_C)] \quad (6.5.8)$$

dove G_V è la portata massica richiesta, che può essere calcolata dalla seguente equazione:

$$G_V = \frac{Q}{\lambda_V} \quad (6.5.9)$$

In particolare nella (6.5.9) Q è il calore necessario per aumentare la temperatura del fluido G da T_1 a T_2 ed è dato dall'equazione:

$$Q = G \cdot c_p \cdot (T_2 - T_1) \quad (6.5.10)$$

Il flusso exergetico entrante è sempre maggiore del flusso exergetico uscente. La differenza tra i due flussi rappresenta la quantità di exergia persa durante il processo, chiamata tasso di irreversibilità.

Dai risultati delle analisi exergetiche portate a termine in studi recenti (*F. Macedonio et al., 2007*), si evince che le principali sedi di distruzione dell'exergia sono i moduli contenenti le membrane, dove l'acqua salata viene suddivisa in permeato e retentato, e le valvole di strozzamento, nelle quale viene ridotta la pressione del liquido.

All'interno dei moduli di membrane non è possibile ridurre o eliminare la perdita di exergia; è stato dimostrato che la soluzione più ragionevole e praticabile per aumentare significativamente l'efficienza dell'impianto consiste nel sostituire le valvole di strozzamento, poste sul flusso di salamoia, con un sistema di recupero energetico di tipo centrifugo o isobarico (*F. Macedonio et al., 2007*). In questo modo la pressione della salamoia in uscita dall'unità RO può essere trasferita all'acqua di alimentazione, mentre il retentato viene scaricato a bassa pressione diminuendo così il consumo energetico dell'impianto.

Un criterio utilizzato per confrontare la convenienza dell'adozione di diversi sistemi ERD prevede il calcolo dell'efficienza exergetica ε , definita come segue:

$$\varepsilon(\%) = \frac{Ex_{output}}{Ex_{input}} \cdot 100 \quad (6.5.11)$$

Facendo riferimento alla (6.5.11), si effettua un'analisi comparativa tra il caso di assenza di dispositivi di recupero e vari scenari che presuppongono l'introduzione dei sistemi descritti nei paragrafi precedenti.

L'equazione (6.5.11) può essere riscritta nella seguente forma:

$$\varepsilon(\%) = \frac{Ex_{input} - \Delta E_x}{Ex_{input}} \cdot 100 \quad (6.5.12)$$

Per il calcolo della quantità Ex_{input} si considera l'espressione (6.3.3), di seguito riportata :

$$E_{spec} = \frac{\pi_{al} - \eta_{ERD} \cdot (1 - \alpha) \cdot \pi_c}{\eta_{HP} \cdot \alpha}$$

Per la quantificazione di ΔE_x ci si avvale della (6.5.6) dove:

- il prodotto di T_0 , temperatura dell'ambiente di riferimento (acqua pura) equivalente a 298,15 K, e S , entropia generata dal sistema, è tratto da (F. Macedonio et al., 2007) e per il sistema in esame, analogo in portate e dimensioni ad uno dei casi proposti da tale fonte, viene ipotizzato pari a $7,183 \cdot 10^6$ kJ/h;
- W_U è calcolato tramite la (6.5.7);
- W'_U è pari a zero nel sistema in esame, in quanto non si fa uso di energia termica.

Noti Ex_{input} e ΔE_x , si procede stimando i valori di efficienza exergetica nei vari scenari contemplati. Tali valori sono riportati in Tabella 6.5.1.

Tabella 6.5.1 – Valori di efficienza exergetica nei diversi scenari contemplati.

Dispositivi	Assenza di ERD	Francis	Pelton	Turbocharger	Pressure Exchanger	Work Exchanger (DWEER™)
Ex_{input} [kWh/m ³]	5,58	3,17	2,82	2,89	2,54	2,54
ΔE_x [kWh/m ³]	4,78	2,37	2,02	2,09	1,74	1,74
Efficienza exergetica ε	14%	25%	28%	28%	31%	31%

In Figura 6.5.1 è inoltre riportato un istogramma in cui è possibile visualizzare il confronto tra le efficienze exergetiche caratteristiche dei vari scenari considerati.

Conformemente ai risultati ottenuti nell'analisi energetica, sviluppata nei paragrafi precedenti, si verifica che anche l'efficienza exergetica assume valori superiori nel caso di utilizzo di sistemi di recupero isobarici. Ciò è dovuto al fatto che tali sistemi sono in grado di trasformare l'energia idraulica del flusso di concentrato direttamente in pressione da addurre al flusso di alimento, evitando perdite energetiche ed exergetiche intermedie.

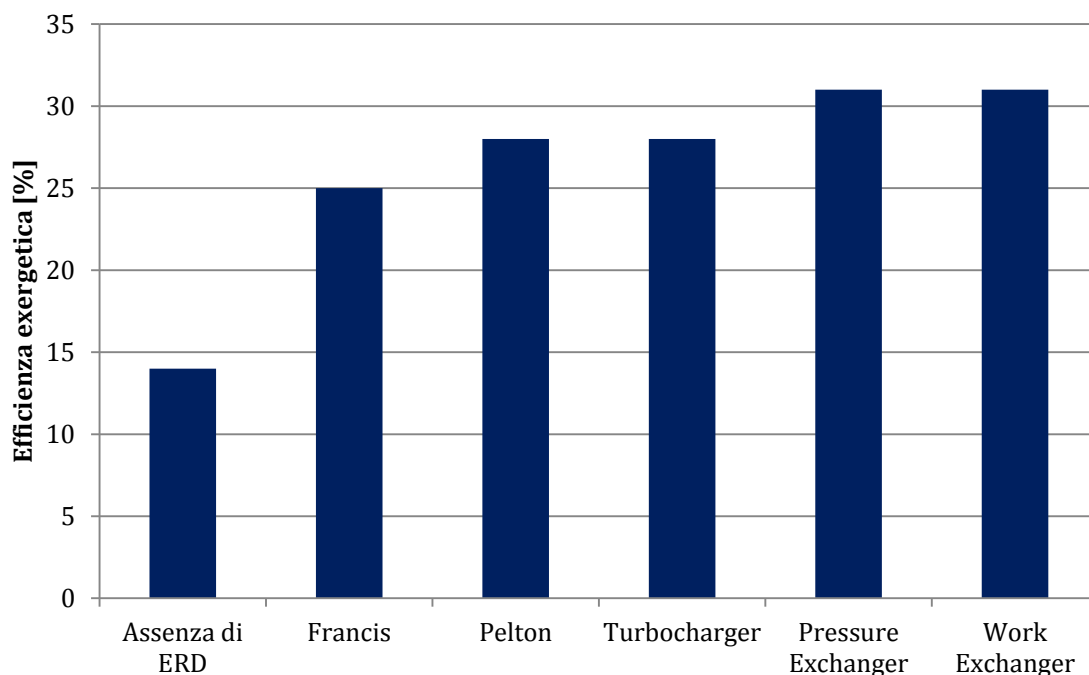


Figura 6.5.1 – Istogramma di confronto tra i valori di efficienza exergetica relativi ai diversi sistemi analizzati.

Per valutare la bontà dei valori di efficienza exergetica calcolati occorre effettuare un confronto con gli analoghi rendimenti relativi ad altre tipologie di impianti.

Ricordando che l'efficienza exergetica ϵ è definibile come il rapporto tra l'exergia uscente dal sistema e quella entrante, se si ipotizzassero perdite nulle il valore di ϵ risulterebbe unitario. Tale situazione corrisponde al caso ideale; si può quindi affermare che il massimo valore teorico che l'efficienza exergetica ϵ può assumere è pari a 1 (in percentuale corrispondente al 100%).

Occorre inoltre tenere presente che il rendimento exergetico fornisce un'indicazione di quantità e di qualità, tenendo conto del differente valore termodinamico del calore a bassa ed alta temperatura e del lavoro meccanico. Per questa ragione si può affermare che tale parametro è l'unico a valutare non solo tutti gli aspetti energetici, ma anche indirettamente le ricadute ambientali di un processo termodinamico.

Calcolato in riferimento ad un impianto, il rendimento exergetico pesa infatti il valore dell'energia considerando diversa la sua disponibilità: si attribuisce un elevato peso all'energia meccanica e un peso inferiore al calore, in quanto l'energia da esso utilizzabile per produrre lavoro in una macchina termica risulta nettamente minore.

In primo luogo si è scelto di analizzare i dati rilevati da un inceneritore esistente di media taglia. Il confine di studio comprende l'impianto con gli ausiliari e si è scelto di trascurare la sezione di trattamento scorie; il ciclo termico produce vapore a 40 bar e 400 °C mediante forno e surriscaldatore a più banchi (M. Cerani, 2011).

Sulla base delle specifiche dell'impianto considerato, si valuta l'efficienza exergetica prima nel caso standard, in cui si ha solo produzione di energia elettrica, e in seguito nell'ipotesi

cogenerativa, con una previsione di produzione di energia termica aggiuntiva (calore utile) pari a quella elettrica.

Nel primo scenario si calcola un rendimento exergetico pari a 0,21; non essendovi produzione di calore, ma unicamente di energia elettrica, il rendimento exergetico equivale quindi a quello cosiddetto “di primo principio”, che è indice di quanta energia meccanica si riesca ad estrarre dalla massa di rifiuti bruciati, senza distinzione tra il valore termodinamico del calore e dell’energia meccanica.

Nel secondo caso il valore di efficienza sale solo lievemente, attestandosi intorno a 0,22: l’extracalore prodotto infatti, seppure numericamente pari all’energia elettrica, genera un valore in termini di disponibilità a produrre lavoro in una macchina termica molto inferiore, di conseguenza tale apporto non viene quantitativamente considerato nell’analisi energetica (M. Cerani, 2011).

Si decide poi di effettuare un’analisi di tipo exergetico anche su una tipica centrale termoelettrica italiana, di dimensione media e basata su un ciclo Rankine a vapore surriscaldato.

In via approssimativa, il rendimento exergetico potrebbe risultare quasi unitario, perché il lavoro prodotto è exergia pura, il calore di scarto è considerabile quasi totalmente anergia, in quanto a temperatura prossima a quella dell’ambiente, e l’exergia del calore assorbito è pari al lavoro prodotto. Se si prende però in esame il ciclo completo, includendo anche la fase di somministrazione di combustibile alla produzione di lavoro in turbina, le irreversibilità di processo che entrano in gioco risultano non trascurabili. Ciò fa sì che nel calcolo finale l’efficienza ϵ si aggiri su valori pari a 0,3 (A. Cavallini, L. Mattarolo, 1990).

In Tabella 6.5.2 vengono riassunti i risultati del confronto effettuato.

Tabella 6.5.2 – Valori di efficienza exergetica per le diverse tipologie di impianti analizzate.

Impianti	RO senza ERD	RO con ERD centrifugo	RO con ERD isobarico	Inceneritore standard	Inceneritore con cogenerazione	Centrale termoelettrica
Efficienza exergetica ϵ	14%	25 - 28%	31%	21%	22%	30%
Fonte	Tab. 3.4.5	Tab. 3.4.5	Tab. 3.4.5	(M. Cerani, 2011)	(M. Cerani, 2011)	(A. Cavallini, L. Mattarolo, 1990)

Dai dati riportati si può quindi concludere che i dissalatori dotati di tecnologia RO e di dispositivi di recupero energetico raggiungono valori di efficienza exergetica pari o superiori rispetto ad altre tipologie di impianti di dimensioni pressoché analoghe.

7. QUADRO DI RIFERIMENTO AMBIENTALE

All'interno dello SIA (Studio d'Impatto Ambientale) il quadro di riferimento ambientale si pone l'obiettivo di definire ed analizzare l'ambito territoriale, inteso come sito ad area vasta, ed i sistemi ambientali interessati sia direttamente che indirettamente dall'opera in via di valutazione.

Le componenti ambientali da considerare possono essere suddivise in prima approssimazione in quattro settori:

- Gli essere umani, la flora, la fauna e il loro equilibrio nell'ecosistema;
- Il suolo, l'acqua, l'aria e i fattori climatici;
- Le risorse materiali compresi il patrimonio culturale e il paesaggio;
- Le risorse naturali.

Nell'ambito dei comparti appena elencati, compito del quadro di riferimento ambientale è individuare gli elementi maggiormente impattati, evidenziando la presenza di eventuali criticità negli equilibri esistenti. È quindi opportuno documentare i livelli di qualità preesistenti all'intervento oggetto di studio e i potenziali fenomeni di degrado delle risorse in atto. Gli impatti indotti dall'opera sul sistema ambientale devono essere inoltre stimati qualitativamente e quantitativamente, in modo da descriverne la possibile evoluzione.

Infine è competenza del quadro di riferimento ambientale definire le reti di monitoraggio e gli strumenti di gestione e di controllo, documentando la localizzazione dei punti misura e definendo dei piani d'intervento in caso di particolari emergenze.

7.1. INDIVIDUAZIONE E DELIMITAZIONE DELL'AREA D'INDAGINE

Come evidenziato nel quadro progettuale di questo studio, l'ubicazione più idonea all'interno del comune di Bari per un dissalatore ad osmosi inversa di grandi dimensioni è ai margini del tessuto urbano cittadino, lungo via Napoli, in un'area che affrisce al quartiere San Girolamo. Il posizionamento dell'impianto in questa zona è frutto della considerazione di determinati fattori caratterizzanti il territorio in esame. Nello specifico l'area prescelta non possiede un particolare valore ambientale nemmeno per il litorale prospiciente, in quanto si trova nelle vicinanze della zona industriale di Bari ed in prossimità di infrastrutture con un notevole impatto paesaggistico; di conseguenza la realizzazione dell'impianto di dissalazione non comporterebbe alterazioni rilevanti all'ambiente naturale. Tuttavia nell'area d'indagine sono presenti due elementi di pregio ambientale: il parco naturale nazionale "Lama Balice" a Nord e il Sito d'Importanza Comunitaria "Posidonieto San Vito-Barletta" in zona costiera.

Il parco nazionale presenta un'estensione di oltre 500 ettari comprendendo sia numerosi territori agricoli sia territori incolti che mantengono l'originaria macchia mediterranea. Tale area naturale si spinge sino allo sbocco sul mare rappresentando un punto di sosta per l'avifauna.

La prateria di Posidonia Oceanica occupa invece una superficie di 12.459 ettari lungo i fondali della costa a nord del porto di Bari. Tale specie vegetale riveste un ruolo fondamentale ai fini della conservazione della biodiversità marina rappresentandone l'indicatore per eccellenza.

In Figura 7.1.1 viene individuata l'area d'indagine che comprende le due zone di rilevanza ambientale appena descritte in modo da considerare gli impatti che l'impianto di dissalazione potrebbe provocare.



Figura 7.1.1 – Individuazione e delimitazione dell'area d'indagine comprendente il parco nazionale "Lama Balice" e il SIC "Posidonieto San Vito-Barletta".

7.2. INQUADRAMENTO SOCIO-ECONOMICO

L'impianto di dissalazione in esame sarà ubicato nella zona nord del Comune di Bari, all'interno della Zona Industriale.

In tale area risulta predominante la presenza di piccole-medie imprese legate al settore edile e meccanico.

A sud il lotto d'interesse confina con una strada di servizio di minore importanza e con fasci dei binari delle Ferrovie dello Stato e della linea Bari Nord, adiacenti ad una serie di capannoni adibiti al deposito ferroviario.

Il contesto in questione risulta quindi fortemente antropizzato: gran parte delle infrastrutture sono destinate all'industria e ai trasporti, mentre gli stabili adibiti alla residenza fanno parte del quartiere S. Girolamo – Fesca. Questo sobborgo si sviluppa a ridosso della fascia costiera che si estende per circa 2 km ad ovest della città di Bari ed è caratterizzato da un livello medio-alto di qualità architettonica; il degrado fisico degli edifici è da ritenersi basso.

Proprio all'interno di questo quartiere si registra la più elevata densità abitativa del comune di Bari.

Per contro la costa che fronteggia questo insediamento abitativo, conformata mediante terrazzamenti di depositi marini e costituita da lembi di spiaggia e piana costiera, risulta fortemente degradata.

La necessità di realizzare un tale progetto è motivata dai notevoli problemi di approvvigionamento di acqua potabile che sia il comune di Bari sia l'intera regione Puglia hanno dovuto fronteggiare negli ultimi anni: non solo si sono succeduti recentemente periodi di emergenza idrica, ma risulta imprescindibile affrontare anche il fenomeno della salificazione delle falde, reso sempre più gravoso dall'estrazione di acqua mediante pozzi sotterranei.

Occorre quindi porsi il fondamentale obiettivo da un punto di vista socio-economico di evitare lo spreco della risorsa idrica pugliese, quanto mai scarsa, che andrebbe altrimenti a perdersi in mare e che viceversa può soddisfare la domanda impellente proveniente dal settore potabile. D'altronde è evidente che questo recupero della risorsa idrica non deve provocare un ulteriore degrado ambientale.

L'impianto di dissalazione con tecnologia a osmosi inversa si delinea quindi come un'opzione altamente vantaggiosa per rendere indipendente l'approvvigionamento idrico pugliese dalle condizioni meteorologiche, evitando di impattare le falde sotterranee già sfruttate ingentemente.

7.3. ANALISI DEGLI IMPATTI AMBIENTALI

Sebbene la dissalazione di acqua di mare offra una vasta gamma di benefici alla salute umana e al sistema socio-economico fornendo un apparentemente illimitato approvvigionamento di acqua potabile, non si possono trascurare alcuni potenziali impatti negativi sull'ambiente. La progettazione di un impianto di dissalazione richiede quindi un'analisi ambientale approfondita in modo da identificare e valutare tutti i possibili danni provocati sui diversi comparti ambientali. Nello specifico è possibile individuare cinque aree vulnerabili:

- *Uso del suolo*: il danno al suolo si manifesta attraverso l'utilizzo del litorale per la costruzione di un impianto di dissalazione piuttosto che per l'allocatione di strutture recettive turistiche e di ricreazione. L'approvazione della realizzazione di un dissalatore dovrebbe essere negata in aree adiacenti a riserve naturali, specialmente laddove sono presenti spiagge rocciose, in favore di zone destinate alle attività industriali lontane dalla linea di costa (R. Einav, F. Lokiec, 2003);
- *Ambiente marino*: il comparto ambientale fauna e flora marina è uno degli aspetti maggiormente danneggiati dalla presenza di un impianto di dissalazione a causa dello scarico a mare di concentrato salino, che per il suo elevato peso specifico si deposita sul fondale. In aggiunta l'effluente di scarico contiene agenti chimici accumulati durante le fasi di pretrattamento e di lavaggio delle membrane, che possono risultare dannosi per le specie vegetali ed animali presenti nell'intorno della condotta. Tuttavia l'effetto negativo della salamoia è locale e dipende dalle caratteristiche batimetriche, idrologiche, dalle correnti e dalle onde sito specifiche. Inoltre il grado di sensibilità alla salinità dell'ambiente marino dipende dalla tipologia di habitat considerato (barriera

- corallina, sabbia rocciosa, superficie sabbiosa, ecc) e dalla capacità di reagire ai cambiamenti dell'ambiente circostante (R. Einav, F. Lokiec, 2003);
- *Energia spesa*: la produzione di energia elettrica necessaria ad un dissalatore provoca impatti ambientali diretti e indiretti, come l'inquinamento dell'aria per emissioni di CO₂ (G. A. Tularam, M. Ilahee, 2006);
 - *Sottosuolo ed acquiferi*: considerevoli problematiche riguardanti il sottosuolo si riscontrano in caso di perdite dalle condotte di intake e di outfall, in quanto l'acqua salata penetra nel terreno arrivando ad inquinare gli acquiferi presenti nella zona d'interesse (G. A. Tularam, M. Ilahee, 2006);
 - *Inquinamento acustico*: un impianto di dissalazione ad osmosi inversa è dotato di un sistema di pompaggio ad alta pressione che genera rumore; quindi è opportuno posizionare l'impianto lontano da centri abitati nonostante vi siano a disposizione delle tecnologie in grado di ridurre i livelli delle onde sonore emesse (G. A. Tularam, M. Ilahee, 2006);

Una pianificazione preventiva, accompagnata da una sensibilizzazione a livello ambientale, possono minimizzare i danni causati dal processo di dissalazione su tutti i comparti naturali. Per raggiungere tale obiettivo nei paragrafi seguenti viene analizzato attentamente ogni comparto o aspetto potenzialmente soggetto ad impatti.

7.3.1. IMPATTI SULLA QUALITÀ DELL'ACQUA

Al fine di inquadrare la qualità delle acque di mare prospicienti il litorale di Bari si è fatto riferimento ad alcuni dati relativi a parametri fisico-chimici e microbiologici rintracciati tramite uno studio sulla dispersione dei sedimenti nell'area di interesse, redatto dalla società DHI per il progetto Trans Adriatic Pipeline (TAP), e mediante un programma di monitoraggio realizzato in convenzione tra il Ministero dell'Ambiente e le regioni costiere.

Si è scelto quindi di analizzare in primo luogo la salinità, in quanto rappresenta il parametro di maggiore interesse ai fini del presente studio; verranno poi valutati anche la temperatura, il tenore di ossigeno disciolto (OD), la trasparenza, la quantità di nutrienti azotati e di fosfati e la concentrazione di clorofilla rilevati nel corpo idrico recettore d'interesse.

Per l'analisi della salinità ci si è avvalsi dei dati provenienti dallo studio per la TAP (DHI, 2013) che sono stati rilevati in superficie e alle profondità di 10 m, 20 m e 30 m. In Figura 7.3.1 è illustrato l'andamento della salinità a largo di Bari durante l'anno 2010.

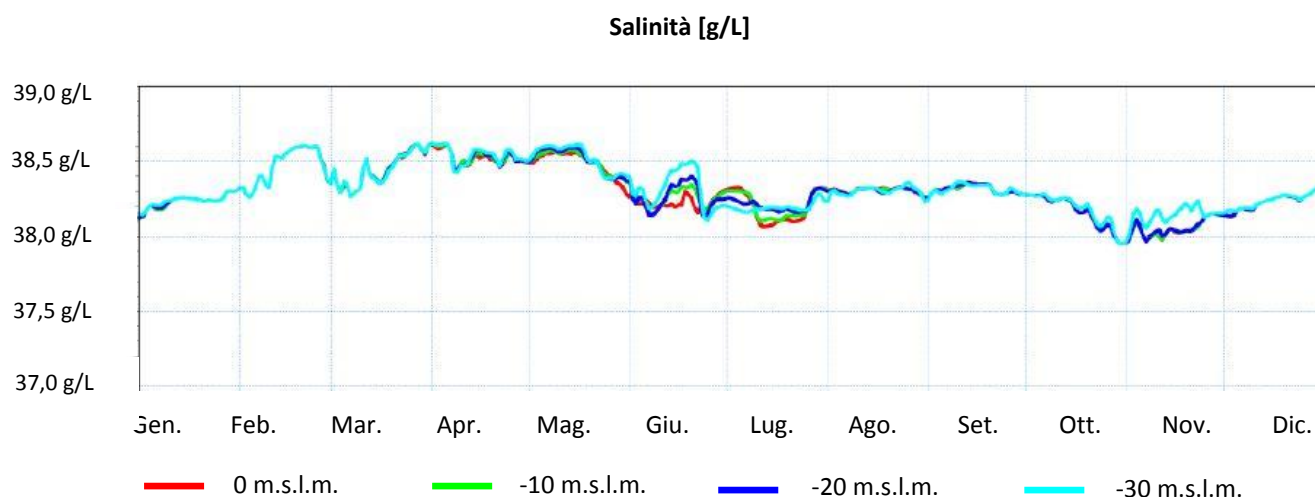


Figura 7.3.1 – Dati di salinità rilevati per l'anno 2010 relativamente alle acque di mare prospicienti il litorale di Bari. La salinità è espressa in g/L e ed è stata registrata a 4 diverse profondità: 0 m.s.l.m., -10 m.s.l.m., -20 m.s.l.m., -30 m.s.l.m. (DHI, 2013).

Dalla Figura 7.3.1 è possibile osservare che la stratificazione della colonna d'acqua in termini di salinità è molto ridotta: tra i dati rilevati in superficie e quelli a profondità di 30 m si raggiunge una differenza massima inferiore a 0,5 g/L. Inoltre dall'analisi del grafico si desume che il parametro in esame nell'area di interesse non è soggetto ad elevate variazioni stagionali periodiche.

Il più elevato valore di salinità è pari a circa 38,6 g/L e viene registrato nei mesi di febbraio, marzo, aprile e maggio; per contro il valore minore è approssimativamente di 37,9 g/L ed è riscontrato ad ottobre e a novembre.

Di conseguenza si può affermare che il range di variabilità della salinità nel corso di un anno è pari a 0,7 g/L. Sapendo che la salinità media si aggira intorno ai 38,3 g/L, è deducibile che l'oscillazione naturale di tale parametro è circa del 2%.

È quindi possibile sostenere che limiti normativi che impongono il rispetto di un eccesso di salinità pari o inferiore al 2% risultano extra cautelativi nel contesto in esame.

È ormai noto da diversi anni che lo scarico di concentrato fuoriuscente da dissalatori, poiché costituisce uno strato ipersalino che si porta verso il fondale a causa della maggiore densità, può potenzialmente danneggiare in modo considerevole il biota marino locale. Le variazioni di salinità influenzano infatti l'attività riproduttiva delle specie marine e di conseguenza condizionano anche la loro velocità di crescita e sviluppo; inoltre l'incremento di concentrazione salina provoca l'arresto improvviso degli stadi larvali, che rappresentano periodi di transizione cruciali per la vita degli organismi.

Sia la fauna sia la flora marine si adattano ai cambiamenti stagionali di salinità, ma spesso non riescono a sopravvivere alla repentina alterazione generata dallo scarico di concentrato; esso, collocandosi sul fondale, danneggia perlopiù organismi bentonici, pelagici e planctonici (M. Ahmed, R. Anwar, 2012). L'impatto dovuto all'incremento di salinità del corpo idrico recettore non può quindi essere trascurato.

Si ricorda inoltre la presenza di acque reflue contenenti agenti chimici e principalmente provenienti dal controlavaggio sia dei filtri di pretrattamento sia delle membrane dell'unità ad

osmosi inversa. Tali reflui, prima di essere scaricati in mare tramite la stessa condotta del contratto salino, vengono appositamente trattati in modo da ridurre l'impatto. Tali trattamenti prevedono le fasi di:

- Chiariflocculazione;
- Recupero del chiarificato da chiariflocculazione;
- Ispessimento fanghi;
- Disidratazione fanghi;
- Raccolta del chiarificato da ispessimento e del filtrato da disidratazione in apposita vasca di guardia.

Nel caso in cui, nonostante i suddetti trattamenti, non fossero rispettati i limiti per lo scarico a mare, queste acque reflue verranno conferite a idoneo impianto di trattamento.

Il dimensionamento della condotta di scarico a mare e la valutazione degli effetti verrà condotta in modo approfondito all'interno del capitolo 8.

Per quanto concerne gli altri parametri inclusi nell'analisi si fa riferimento alla serie di dati tratti dal programma nazionale di monitoraggio e risalenti al periodo 1998-2000.

In questo triennio la temperatura dell'acqua di mare antistante l'area di Bari misurata in superficie ha evidenziato i valori più bassi in marzo (10-11°C), mentre a partire aprile si è verificato sempre un progressivo aumento fino a raggiungere valori di 27-28°C. Già da settembre è riscontrabile un netto calo; in dicembre la temperatura media è di circa 15°C. La variazione tra il picco di temperatura e il minimo valore registrato si aggira intorno ai 18°C.

Si ricorda comunque che gli scarichi provenienti dal dissalatore non andranno a influire sulla temperatura del corpo idrico recettore, in quanto mediante la tecnologia a osmosi inversa questo impatto è quasi completamente azzerato.

Esaminando i dati relativi al tenore di Ossigeno Disciolto (OD) si evidenzia che il livello di saturazione dell'ossigeno nelle acque marine dell'area di interesse assume un valore medio annuo pari a 99,8%, con variazioni nell'ordine del 10%. Nel periodo tra aprile e giugno il livello di OD si aggira intorno al 100%, mentre tra agosto e novembre si riscontra una maggiore variabilità (80-120%).

Nelle migliori condizioni l'OD dovrebbe avere concentrazione vicina al 100% di saturazione, e nel caso in esame i valori si attestano appunto intorno a quella percentuale. Gli ulteriori incrementi rilevati (fino al 120-130%) sono probabilmente dovuti alla forte attività fotosintetica; si può inoltre affermare che risulta trascurabile la presenza di sostanze organiche biodegradabili o di materiali riducenti, che determinerebbero una netta riduzione del tenore di ossigeno disciolto.

Lo scarico di concentrato salino proveniente da impianti di dissalazione può influenzare il livello di OD del corpo idrico recettore. Poiché l'OD è inversamente proporzionale alla salinità, il valore di tale parametro diminuisce nelle aree adiacenti allo sbocco delle condotte; occorre inoltre sottolineare che la riduzione del tenore di OD può essere in parte provocata anche dallo scarico in mare di chemicals, quali antisclant e bisolfito di sodio, utilizzati per

contenere le incrostazioni ed eliminare i residui della clorazione (M. Ahmed, R. Anwar, 2012). Un eventuale drastico e repentino calo di ossigeno disciolto può determinare nelle specie acquatiche più sensibili l'insorgere di ipossia, condizione patologica causata da una carenza di ossigeno nell'intero organismo o in una sua regione. È necessario però specificare che tale impatto è fortemente ridotto per processi ad osmosi inversa, in quanto l'incremento di salinità è in genere limitato e la variazione di temperatura è considerabile nulla.

La trasparenza, misurata mediante il disco di Secchi, è risultata in media prossima ai 5 m di visibilità nelle stazioni di misura poste a circa 500 m dalla costa, mentre al largo (3000 m) si osserva un netto incremento dei valori, in genere superiori ai 10-12 m, con punte eccezionali sino a circa 20 m. I valori minimi sono prevalentemente registrati nel periodo invernale, mentre i massimi caratterizzano perlopiù i mesi estivi.

L'analisi dei nutrienti azotati ha evidenziato concentrazioni di nitriti (N-NO₂) in media di 9,4±8,3 µg/L, con valori tendenzialmente più elevati nei mesi di gennaio e dicembre (18÷50 µg/L). Per quanto concerne i nitrati (N-NO₃), si sono osservati in genere valori relativamente contenuti (circa 100 µg/L) nei mesi primaverili e autunnali, ovvero in concomitanza dei naturali periodi di maggior assorbimento ad opera delle comunità fotosintetiche presenti; quantità maggiori sono invece state registrate nel periodo estivo, durante cui si sono riscontrati picchi estremamente variabili (2.300-7.100 µg/L) in particolare tra giugno e luglio. Per l'azoto ammoniacale (NH₃) i dati considerati riportano raramente valori superiori ai 10-15 µg/L anche nei tratti più vicini alla costa e quindi sottoposti a maggiore impatto antropico. Relativamente ai fosfati, la quantità di ortofosfati solubili è risultata particolarmente variabile nel corso dell'anno: i valori medi sono compresi tra 21,2÷54,9 µg/L, con valori massimi che hanno toccato i 520 µg/L. Anche per il fosforo totale (P) si è osservata una certa variabilità dei dati nel corso dell'anno, con un valore medio che si attesta intorno a 16,3-19,5 µg/L e concentrazioni tendenzialmente più elevate (sino a 25-50 µg/L) nei mesi di settembre e dicembre.

Per quanto riguarda i nutrienti in generale, occorre sottolineare che il rapporto complessivo N/P tra nutrienti azotati e fosfati risulta alquanto elevato, attestandosi intorno a 26: ciò è indice del fatto che la disponibilità di fosforo nelle acque prospicienti Bari è piuttosto limitata. Le concentrazioni di clorofilla mostrano una certa variabilità a carattere stagionale: il valore medio annuo è pari a circa 1,6 µg/L, ma sia a febbraio sia nei mesi di settembre e ottobre si registra una tendenza all'incremento fino a 4-12 µg/L. Anche l'andamento delle popolazioni fitoplanctoniche mostra valori di densità massimi nel periodo primaverile-estivo (in particolare sottocosta) e in quello autunno-invernale (perlopiù al largo): le stime di densità risultano generalmente inferiori a 1.000.000 cell/L.

Infine occorre prestare attenzione ad un'altra variazione chimico-fisica la cui causa è attribuita agli scarichi a mare di concentrato, ovvero quella riguardante l'alcalinità: è stato infatti rilevato un notevole incremento (quasi del 50%) nella concentrazione di carbonati di calcio, solfati di calcio e altre sostanze analoghe negli ambienti marini adiacenti agli sbocchi delle condotte di fuoriuscita dei reflui. Non sono però ancora stati effettuati studi riguardanti i

limiti di tolleranza di plancton, fitoplancton e altri organismi all'aumento di alcalinità (M. Ahmed, R. Anwar, 2012).

7.3.2. IMPATTI SU FAUNA E FLORA

Nella valutazione d'impatto ambientale di un impianto di dissalazione, l'ambiente marino ed in particolare la struttura biocenotica assumono un ruolo fondamentale. Sono infatti state selezionate a livello internazionale alcune biocenosi considerate meritevoli di protezione e salvaguardia; quindi in loro presenza è necessario predisporre ed attuare delle azioni di tutela.

Nel tratto di mare interessato dalle opere di presa e di scarico del progetto in esame è presente una prateria di *Posidonia Oceanica*, specie vegetale soggetta a protezione (Fig 7.3.2).



Figura 7.3.2 – Fotografia relativa alla *Posidonia Oceanica* scattata sui fondali al largo del porto di Bari.

Questo posidonieto, localizzato sui fondali prospicienti il tratto di costa nei pressi del porto di Bari (Fig. 7.3.3), è stato oggetto di studio da parte della Regione Puglia e del Consorzio per la ricerca applicata e l'innovazione tecnologica nelle scienze del mare (CRISMA).



Figura 7.3.3 – Inquadramento dell’area d’indagine dove sono stati effettuati i rilievi per determinare lo stato attuale della prateria di *Posidonia Oceanica* presente nei fondali prospicienti il porto di Bari. Le analisi sono state elaborate da Regione Puglia e dal Consorzio per la ricerca applicata e l’innovazione tecnologica nelle scienze del mare (CRISMA).

I rilievi e le analisi effettuate da questi due enti hanno permesso di determinare le caratteristiche e lo stato attuale del posidonieto in questione. Nello specifico è importante segnalare la presenza sottocosta (dai 5 ai 8 metri di profondità) di una fascia a matte morta molto erosa, assottigliata e ricolonizzata da diverse specie algali. Tale fascia inoltre presenta tratti degli affioramenti rocciosi alternati a radure sabbiose.

Le profondità d’indagine alle quali è stata rinvenuta la *Posidonia* sono comprese tra gli 8 e i 10 metri. In questo tratto di fondale la prateria risulta distribuita a “mosaico” mostrando un’ampiezza in direzione costa-largo di circa 200 metri. A partire dal confine della prateria verso il largo sono però presenti numerose aree a matte morta, spesso nascosta da uno strato algale uniforme.

Il rilevamento di *Posidonia* in questo tratto di costa pugliese è quindi caratterizzato da ciuffi, macchie e fasce di vegetazione impiantate su matte. In alcuni tratti questa specie vegetale risulta ben visibile, mentre in altri la matte risulta erosa o assente. Già a partire dai 10 metri di profondità sono state rilevate formazioni coralligene che convivono con la *Posidonia*; procedendo verso il largo il coralligeno diviene la biocenosi caratterizzante.

In Tabella 7.3.1 vengono riportati i principali dati relativi agli aspetti ecologici del posidonieto indagato, ovvero la densità, la copertura percentuale del fondale e la sua classificazione sia secondo Giraud sia secondo Pargent. La prima classificazione dipende dal valore di densità caratteristico della prateria, tramite il quale vengono individuate 5 categorie: molto densa, densa, rada, molto rada e semiprateria. La seconda invece mette in relazione la densità (anormale DA, bassa DB, normale DN, eccezionale DE) con la profondità, elaborando 3 classi di prateria: molto disturbata, disturbata e in equilibrio.

In particolare il posidonieto viene indagati in 3 punti tramite delle stazioni di misura:

- Limite superiore: punto della prateria indagata più prossimo alla linea di costa con una profondità di circa 8 - 8,5 metri;

- Limite inferiore: punto della prateria più distante dalla costa caratterizzato da una profondità di 10 metri;
- Zona intermedia: punto esattamente a metà tra le due aree precedentemente descritte, caratterizzato da una profondità di 9 metri.

Tabella 7.3.1 – Dati relativi agli aspetti ecologici del posidonieto indagato, ovvero la densità, la copertura percentuale del fondale e la sua classificazione. Il limite superiore è caratterizzato da una profondità di 8 m, quello superiore da una profondità di 10 m, mentre la zona intermedia si colloca ad una profondità di 9 m.

Indicatore	Staz. Limite superiore	Staz. Zona intermedia	Staz. Limite inferiore
Profondità [m]	8,5	9	10
Densità prateria [fasci/m ²]	371 ± 68,4	301 ± 37,9	252 ± 52,2
Stima copertura fondale [%]	15	40	45
Classificazione di Giraud	Classe: III Prateria: rada	Classe: III Prateria: rada	Classe: IV Prateria: molto rada
Classificazione di Pergent	Classe: DB Prateria: disturbata	Classe: DB Prateria: disturbata	Classe: DB Prateria: disturbata

Come si evince dalla Tabella precedente, lungo il limite superiore la Posidonia è frammentata e discontinua, infatti sono stati rilevati dei valori di copertura molto bassi. Inoltre la densità è tale da collocare il posidonieto nella classe di prateria “rada” per la classificazione di Giraud, mentre per Pergent la prateria in esame risulta disturbata. Anche nella zona intermedia la copertura è alquanto scarsa e la densità risulta leggermente inferiore alla zona precedente; tuttavia le classificazioni della prateria non subiscono mutamenti. Infine lungo il limite inferiore la prateria di Posidonia risulta molto discontinua in quanto si rileva una densità minore rispetto alle zone precedenti comportando il fatto che la prateria rientra nella classe di Giraud “molto rada”, mentre risulta invariato il risultato per la classificazione di Pergent. In definitiva le indagini hanno mostrato che allo stato attuale la prateria di Posidonia analizzata è presente in forma sporadica con formazioni residue superstiti alle azioni antropiche degradanti, le quali hanno contribuito all’aumentare della matre morta provocando un inarrestabile fenomeno di degrado.

Sarà quindi d’obbligo considerare l’elevata sensibilità della Posidonia oceanica nel momento in cui verranno dimensionate le due condotte a mare del dissalatore. Nello specifico questa specie vegetale necessita di condizioni di salinità pressoché costanti; quindi il concentrato salino scaricato dovrà raggiungere il posidonieto con un eccesso di salinità percentuale rispetto al corpo recettore tale da non danneggiare ulteriormente la prateria di Posidonia rispettando le normative vigenti.

Per quanto riguarda il sito individuato per la costruzione del dissalatore, esso si trova in un contesto ambientale fortemente antropizzato, alla periferia della città di Bari. Tra le poche aree verdi presenti si annoverano la Pineta S. Francesco e l’alveo della Lama Lamasinata, situato nel parco regionale del Lama Balice, collocati a circa 1,5 km di distanza dal lotto di terreno scelto per la costruzione dell’impianto.

La pineta S. Francesco è un'area attrezzata di natura completamente artificiale, che non verrà interessata da nessun intervento diretto o indiretto causato dalla preferenza del dissalatore. Questa zona assume un ruolo di fondamentale importanza come "polmone verde" e dal punto di vista ricreativo, ma presenta un valore naturalistico quasi nullo.

Risulta invece opportuno analizzare in maniera più approfondita le due aree rimanenti, ovvero l'alveo del Lama Lamasinata e il parco regionale Lama Balice.

La Lama Lamasinata è un canale di origine naturale, che costituisce una via di deflusso in mare per le acque meteoriche e per quelle provenienti dall'entroterra. Qui la flora è quasi esclusivamente rappresentata da specie ruderali ed infestanti con scarsa presenza di specie arboreo - arbustive ed erbacee.

L'impianto di dissalazione è dotato inoltre di una condotta destinata a trasportare l'acqua dissalata nei serbatoi di accumulo dell'acquedotto. Tale condotta attraversa il parco naturale regionale Lama Balice caratterizzato da un tratto di macchia semi - naturale composta da olivi, esemplari di mandorlo selvatico e opuntia.

È quindi necessario verificare se nelle due aree appena descritte sono presenti degli ecosistemi protetti dalla Direttiva Habitat 92/43/CEE, la quale esplicita tutte le specie vegetali e gli habitat che devono essere salvaguardati da parte degli stati membri. Inoltre è obbligatorio consultare anche le Liste Rosse Nazionali e Regionali.

Dalle indagini effettuate risulta che non è stato individuato nessun habitat prioritario o di interesse comunitario e regionale all'interno del sito di costruzione del dissalatore; in aggiunta non è stato rinvenuta nessuna specie vegetale presente nell'allegato "Flora" della suddetta Direttiva europea, così come non è presente nessuna specie appartenete alle Liste Rosse nazionali e regionali (AQP, 2005).

Per quanto riguarda gli aspetti faunistici dell'area di progetto si ricorda che il dissalatore verrà costruito in una zona urbanizzata dove la fauna è poco diversificata e di scarsa importanza naturalistica. Le uniche zone d'interesse sono limitate alla fasce costiera, ai corsi delle lame Lamasinata e Balice e alle aree agricole. In ogni caso si tratta di una fauna tipica degli ambienti modificati dall'uomo, pertanto in grado di adattarsi ai cambiamenti dovuti all'azione antropica (AQP, 2005).

7.3.3 IMPATTI ACUSTICI

In materia di inquinamento acustico il riferimento normativo più recente è la Direttiva europea 2002/49/CE, che ha lo scopo di definire un approccio comune a livello europeo per evitare, prevenire o ridurre gli effetti nocivi dell'esposizione al rumore ambientale. Tale direttiva è stata recepita in Italia tramite il Decreto Legislativo 194/2005, che dovrebbe sostituire la normativa italiana precedente, ovvero la Legge quadro 447/1995. In realtà l'iter di recepimento della Direttiva CE si è rivelato alquanto complesso, con la conseguenza che la Legge quadro del 1995 e la direttiva europea del 2002 vengono considerate parallelamente; quindi risultano entrambe in vigore. Nello specifico viene solitamente effettuato il piano di risanamento contemplato nella Legge quadro e ritenuto l'equivalente del piano d'azione

proposto dalla Direttiva. Inoltre vengono redatte le mappe acustiche e strategiche¹³ previste da quest'ultima per determinare l'esposizione al rumore ambientale e definire successivamente delle azioni in grado di migliorare la situazione attuale.

Il D. Lgs 194/2005 di recepimento introduce dei descrittori acustici, di seguito elencati, necessari per la realizzazione delle mappe acustiche e strategiche:

- L_{day} : livello sonoro medio a lungo termine ponderato A determinato sull'insieme dei periodi diurni di un anno;
- $L_{evening}$: livello sonoro medio a lungo termine ponderato A determinato sull'insieme dei periodi serali di un anno. In aggiunta viene introdotta una penalità pari a 5 dB in quanto il rumore serale è considerato più fastidioso;
- L_{night} : livello sonoro medio a lungo termine ponderato A determinato sull'insieme dei periodi notturni di un anno. In aggiunta viene introdotta una penalità pari a 10 dB in quanto il rumore notturno è considerato molto fastidioso. Questo indicatore viene utilizzato per descrivere i disturbi del sonno;
- L_{den} : livello sonoro che descrive il fastidio globale, dato dalla formula (7.3.1).

$$L_{den} = 10 \log \frac{1}{24} \left\{ 14 \cdot 10^{\frac{L_{day}}{10}} + 2 \cdot 10^{\frac{L_{evening}+5}{10}} + 8 \cdot 10^{\frac{L_{night}+10}{10}} \right\} \quad (7.3.1)$$

Il Comune di Bari, con la consulenza di ARPA Puglia, ha realizzato le mappe acustiche strategiche relative al proprio territorio, utilizzando i descrittori L_{den} e L_{night} come richiede la normativa. Nelle Figure 7.3.4 e 7.3.5 si riporta una sezione delle mappe sopracitate relativa alla zona del comune di Bari dove è prevista la realizzazione dell'impianto di dissalazione ad osmosi inversa. Tali mappe vengono utilizzate per informare la popolazione e la Comunità Europea della situazione attuale, proponendo delle linee guida volte a ridurre l'inquinamento acustico esistente.

Dalla Figura 7.3.4 si evince che la zona di via Napoli, dove verrà ubicato l'impianto, è caratterizzata da valori di L_{den} che in corrispondenza della carreggiata superano i 75 dB, sino ad arrivare ad un minimo di circa 64 dB allontanandosi da essa. Viene così dimostrato che i livelli di rumorosità in questa zona sono alquanto elevati.

¹³ La mappatura acustica consiste nel mappare la situazione di rumore esistente o prevista a causa di una data sorgente (infrastruttura) indicando per una data area i livelli equivalenti di rumore presenti e il numero di persone o di abitazioni esposte. La mappatura strategica è invece relativa ad agglomerati urbani, quindi descrive l'esposizione globale al rumore in una data area a causa della presenza di più sorgenti.

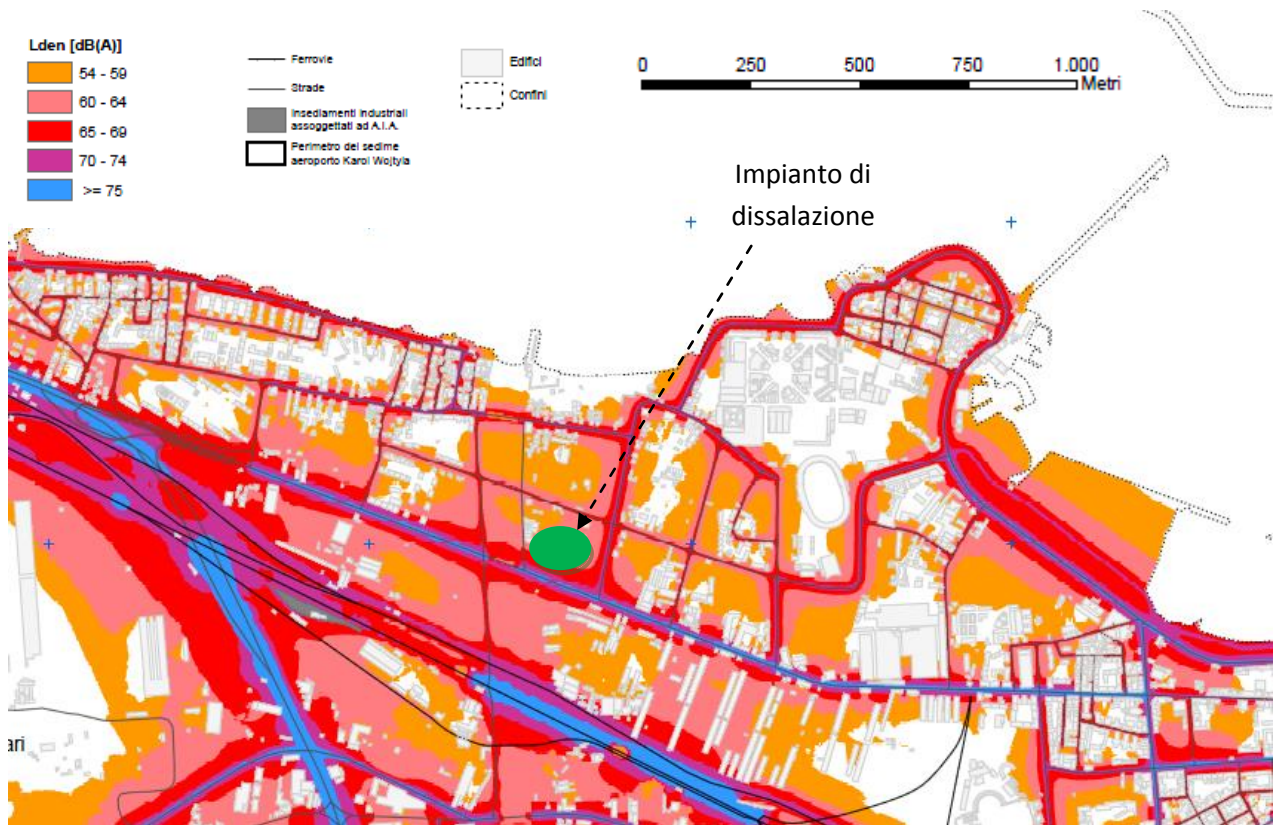


Figura 7.3.4 – Mappatura strategica redatta dal Comune di Bari con la consulenza di ARPA Puglia considerando il descrittore acustico L_{den} .

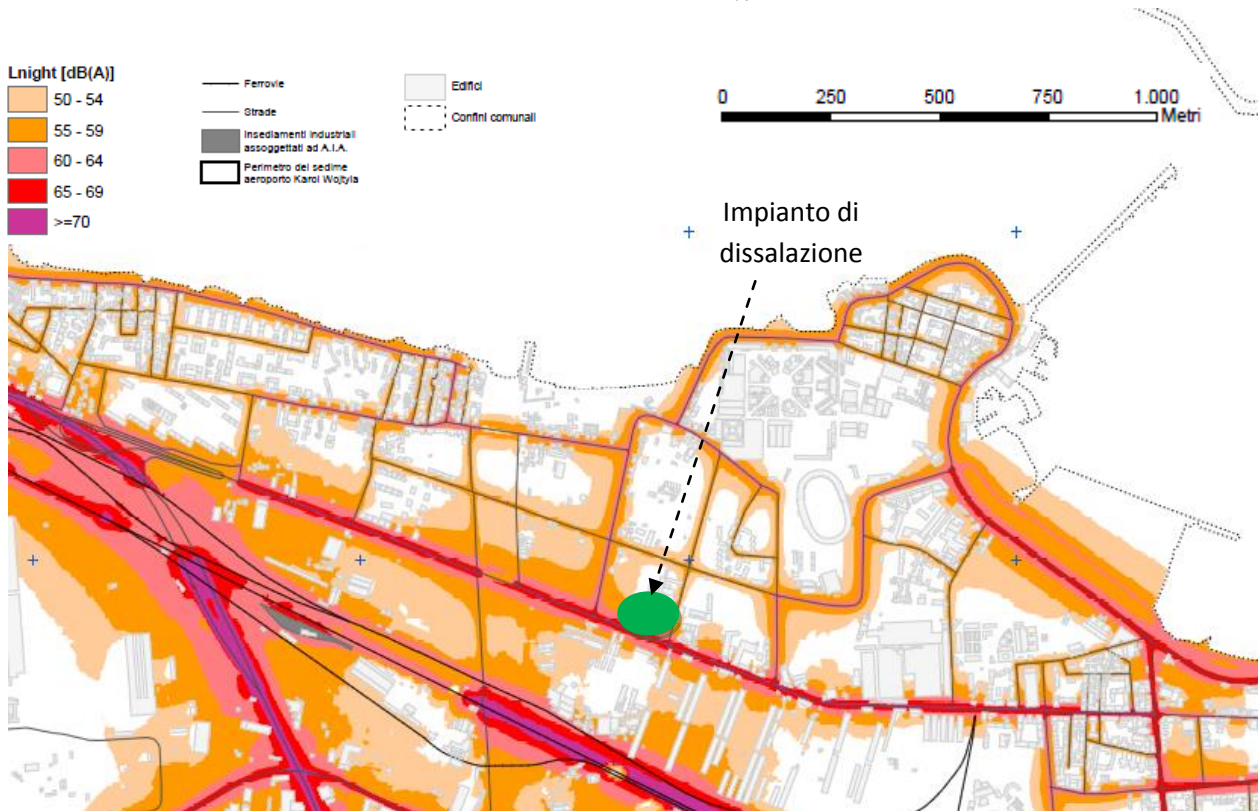


Figura 7.3.5 – Mappatura strategica redatta dal Comune di Bari con la consulenza di ARPA Puglia considerando il descrittore acustico L_{night} .

Osservando la Figura 7.3.5, relativa invece all'indicatore L_{night} , si nota che i livelli di rumore nella zona oggetto di studio sono pari a 59-55 dB, soltanto in prossimità di via Napoli si riscontrano livelli più elevati (65-69 dB) a causa del traffico veicolare.

Il piano di risanamento previsto dalla Legge quadro, a differenza del piano d'azione proposto dalla Direttiva europea, stabilisce i principi fondamentali in materia di tutela dall'inquinamento acustico sia in ambiente abitativo sia in ambiente esterno imponendo il rispetto di limiti di immissione e di emissione, in modo da tutelare la salute pubblica.

I comuni sono obbligati ad effettuare la zonizzazione acustica, ovvero una classificazione acustica del proprio territorio. Nello specifico è necessario suddividere la superficie comunale in aree omogenee per qualità acustica, all'interno delle quali tutte le sorgenti sonore devono rispettare i limiti fissati per legge.

La Legge quadro definisce 6 classi di riferimento riportando per ognuna di esse i limiti assoluti di immissione sia diurni che notturni (Tab. 7.3.2). Per quanto riguarda i limiti assoluti di emissione, essendo essi difficili da calcolare in quanto riferiti alla potenza di pressione sonora della sorgente in questione, sono definiti a partire dai limiti assoluti di immissioni diminuiti di 5 dB(A).

Oltre ai limiti assoluti, la Legge quadro introduce anche il limite differenziale di immissione, definito dalla differenza tra il livello di rumore ambientale e il livello di rumore residuo, ovvero $L_{eq}(A)$ che si rileva quando si esclude una specifica sorgente disturbante. Il differenziale viene applicato esclusivamente nelle zone dove sono presenti insediamenti abitativi e il suo valore non deve superare i 5 dB in periodo diurno e i 3 dB durante la notte.

Tabella 7.3.2 – Valori dei limiti assoluti d'immissione in dBA introdotti dalla Legge quadro 447/1995 per ogni classe acustica omogenea.

Classe	Destinazione d'uso	Periodo diurno L_{eq}	Periodo notturno L_{eq}
I	Aree particolarmente protette	50 dB(A)	40 dB(A)
II	Aree prevalentemente residenziali	55 dB(A)	45 dB(A)
III	Aree di tipo misto	60 dB(A)	50 dB(A)
IV	Aree d'intensa attività umana	65 dB(A)	55 dB(A)
V	Aree prevalentemente industriali	70 dB(A)	60 dB(A)
VI	Aree esclusivamente industriali	70 dB(A)	70 dB(A)

Purtroppo il Comune di Bari non ha ancora effettuato la zonizzazione acustica, quindi è necessario fare riferimento alle prescrizioni del D.P.C.M. 1/3/91, il quale prevede l'introduzione di una zonizzazione provvisoria d'immediata applicabilità su tutto il territorio nazionale, semplificata rispetto a quella comunale. Tale zonizzazione prevede la suddivisione del territorio in 4 classi considerando una definizione delle stesse di tipo urbanistico (Tab. 7.3.3).

Tabella 7.3.3 – Valori dei limiti assoluti d'immissione in dBA introdotti dal D.P.C.M. 1/3/91 per ogni classe acustica omogenea definendo una zonizzazione provvisoria d'immediata applicabilità.

Classe	Zonizzazione	Periodo diurno L_{eq}	Periodo notturno L_{eq}
I	Tutto il territorio nazionale	70 dB(A)	60 dB(A)
II	Zona A (D.M 1444/68 art. 2)	65 dB(A)	55 dB(A)
III	Zona B (D.M 1444/68 art. 2)	60 dB(A)	50 dB(A)
IV	Zona esclusivamente industriale	70 dB(A)	70 dB(A)

L'area di ubicazione dell'impianto di dissalazione rientra nella prima classe della Tabella 7.3.3, quindi il limite diurno L_{eq} è fissato a 70 dB(A), mentre quello notturno presenta il valore di 60 dB(A).

Durante la fase preliminare di approvazione del progetto relativo alla costruzione del dissalatore, sono state eseguite nell'area interessata delle rilevazioni fonometriche del livello equivalente continuo di pressione sonora ponderato A, in modo da valutare il rumore di fondo ante operam. Le misure sono state effettuate in tre punti diversi, considerati rappresentativi della situazione acustica; inoltre tali rilievi sono state eseguiti durante le ore diurne, in modo da valutare il caso peggiore. In particolare sono state acquisite due serie di misure (durante la mattina e il pomeriggio), che sono state protratte per una durata tale da ottenere valori di $L_{eq}(A)$ stabili. Ogni misura ha una durata di 15 minuti in condizioni meteorologiche normali ed il microfono è stato posto ad un'altezza da terra pari a 1,5 m.

In Tabella 7.3.4 vengono riportati i risultati della campagna di misura appena descritta in L_{eq} dB(A) ed in L_{90} dB(A), ovvero il livello sonoro superato per il 90% del tempo.

Tabella 7.3.4 – Valori di L_{eq} e di L_{90} in dB(A) rilevati durante la campagna di misura effettuata in fase preliminare di approvazione del progetto dell'impianto di dissalazione di Bari (T. Farenga, 2005).

Punto	Giorno	Ora	L_{eq}	L_{90}
1-mattina	20/07/2005	11:23;11:39	70,90 dB(A)	53,20 dB(A)
1-pomeriggio	20/07/2005	15:20;15:36	70,90 dB(A)	52,80 dB(A)
2-mattina	20/07/2005	10:28;10:44	61,10 dB(A)	47,50 dB(A)
2-pomeriggio	20/07/2005	16:03;16:19	60,90 dB(A)	46,20 dB(A)
3-mattina	20/07/2005	10:57;11:13	62,90 dB(A)	50,60 dB(A)
3-pomeriggio	20/07/2005	15:42;15:58	64,40 dB(A)	51,80 dB(A)

Osservando le misure riportate in Tabella 7.3.4 si nota che in tutti i punti viene rispettato il limite normativo sul L_{eq} tranne per il punto 1, dove vi è un superamento del limite di 0.9 dB(A) già in assenza del dissalatore. Tuttavia i valori di L_{90} sono ben al disotto della soglia limite.

Sulla base degli strumenti urbanistici in vigore, come il PGT, se venisse effettuata una zonizzazione comunale, l'area in oggetto rientrerebbe all'interno della classe III, ovvero nelle aree di tipo misto (AQP, 2005). Il limite diurno sarebbe quindi pari a 60 dB(A) e dalle misure effettuate si nota un superamento di tale livello sonoro addirittura di 10 dB(A) nel punto 1. Di conseguenza, nel caso in cui entrasse in vigore la nuova zonizzazione, sarebbe necessario

predisporre delle azioni di mitigazione volte alla diminuzione dell'inquinamento acustico dell'intera zona.

Considerando il rumore che può essere generato dalla presenza di un impianto di dissalazione ad osmosi inversa, è necessario distinguere tra la fase di cantiere e la fase di esercizio.

Nel primo caso il rumore deriva dai mezzi meccanici necessari per il trasporto dei materiali e per la costruzione dell'opera. Tale rumorosità è però temporanea e si sviluppa principalmente nelle ore diurne.

In fase di esercizio a produrre rumore sono invece le varie apparecchiature in funzione; ma come dimostrato da vari studi i livelli sonori sono elevati soltanto all'interno delle strutture impiantistiche, mentre all'esterno sono contenuti grazie ai materiali fonoassorbenti che verranno utilizzati per costruire gli edifici ospitanti l'impianto di dissalazione (AQP, 2005, R. Einav, F. Lokiec, 2003).

In aggiunta si evidenzia che le abitazioni più vicine si trovano a diverse centinaia di metri di distanza; la zona è inoltre caratterizzata da intenso traffico veicolare e ferroviario e sono presenti attività produttive come officine. Di conseguenza il fenomeno di disturbo sarà limitato.

7.3.4. IMPATTI SULL'USO DEL SUOLO

Dal punto di vista sia ingegneristico sia economico l'allocazione di impianti di dissalazione di acqua di mare in prossimità della costa risulta decisamente vantaggiosa.

Non di rado però, in Italia o in altre nazioni dove i litorali si affacciano sul Mar Mediterraneo, il valore sociale ed ambientale delle aree costiere è molto elevato, anche a causa di forti vincoli e pressioni legati all'uso del suolo.

In questa prospettiva la proposta di localizzazione del dissalatore in esame nella zona industriale di Bari (già notevolmente antropizzata) risulta l'alternativa ottimale.

In Figura 7.3.6 è riportata un'immagine tratta da Google Maps tramite cui è possibile contestualizzare il lotto di terreno scelto per il collocamento dell'impianto.

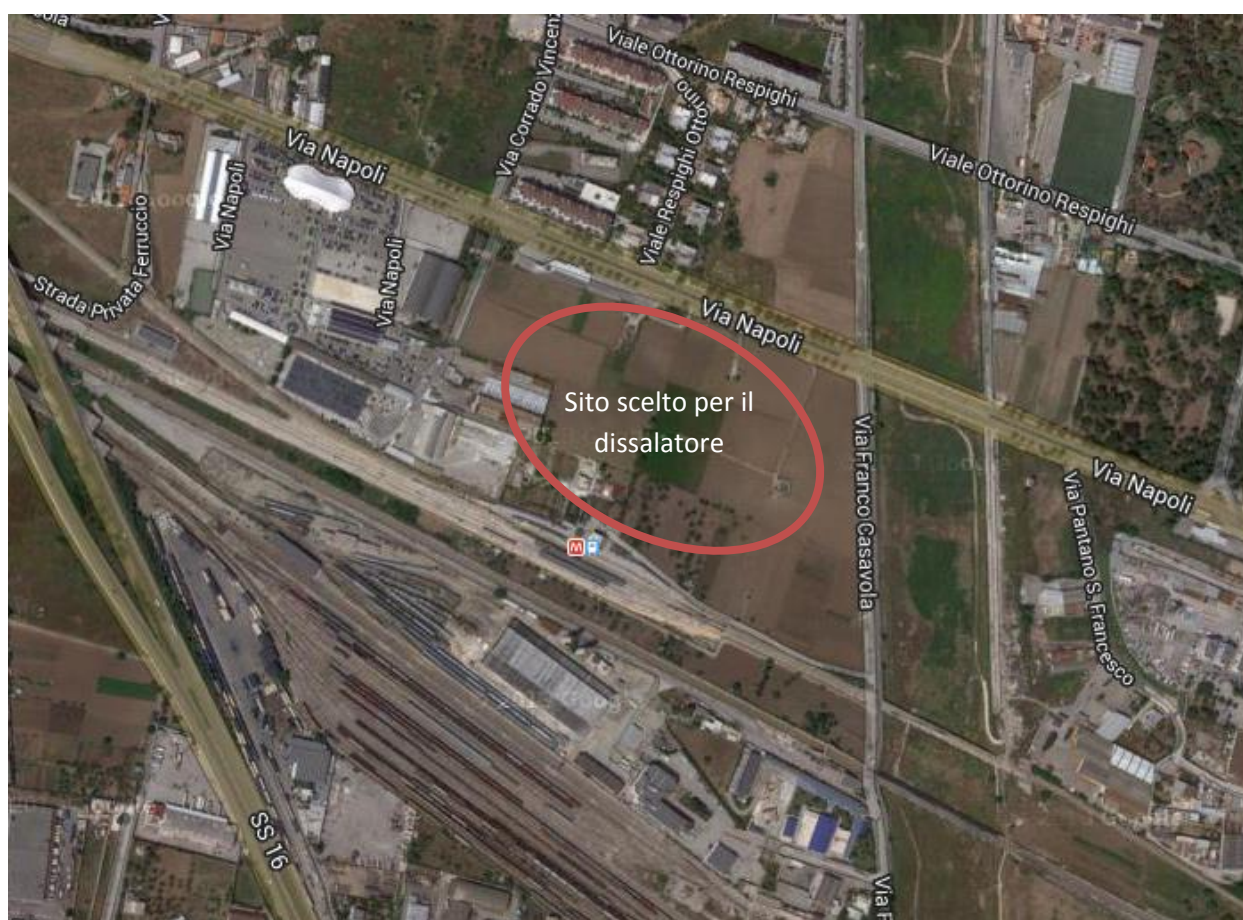


Figura 7.3.6 – Immagine tratta da Google Maps rappresentante l'area scelta per il collocamento dell'impianto di dissalazione di Bari simulato.

L'impianto e le vasche di accumulo ad esso collegate insisteranno su un'area di forma trapezoidale di 24.635 m², posta a una distanza di circa 700 m dal mare.

La condotta di connessione alla rete idrica sarà ubicata invece nel sottosuolo e si estenderà per circa 11 km a partire dal dissalatore in direzione Ovest, verso l'entroterra. La parte iniziale di tale condotta attraverserà il territorio comunale di Bari; il tratto finale si collocherà nella zona comunale di Modugno e in un piccolo lembo del Comune di Bitonto.

Al fine di caratterizzare dal punto di vista dell'uso del suolo il territorio circostante l'area dell'impianto e della relativa condotta di connessione ci si avvale di osservazioni sul campo i cui risultati sono presentati nello Studio di Impatto Ambientale preliminare (AQP, 2005).

I rilievi realizzati hanno quindi consentito di individuare le diverse tipologie di uso ed occupazione del suolo, evidenziando anche le attuali tendenze gestionali del territorio in esame.

Per la zona limitrofa al dissalatore si è preso in considerazione un intorno quadrato di circa 2000 m di lato, per una superficie complessiva di 4,052 km² (ovvero 405,2 ha).

All'interno di tale intorno si possono individuare sia aree a destinazione agricola sia aree non agricole.

Con il termine *aree agricole* si fa riferimento a diverse sottocategorie di uso del suolo. Di seguito vengono quindi descritte i sottocomparti più rilevanti.

Le zone contraddistinte da *colture agricole* risultano attualmente frammentate fra le ampie aree destinate agli insediamenti industriali o alle infrastrutture a servizio, che occupano la gran parte dell'intorno in esame. Tale assetto è dovuto alla passata vocazione agricola di questo territorio, incentivata dalla morfologia sub-pianeggiante che ha in seguito favorito lo sviluppo delle attività produttive secondarie e terziarie.

Le coltivazioni ad ortaggio risultano le più diffuse (38,8 ha) insieme agli appezzamenti destinati agli uliveti (17,2 ha). Meno estese sono invece le colture seminative (6,9 ha) ed infine quelle ad alberi da frutta, prevalentemente fichi, peschi e mandorli (1,1 ha).

Complessivamente le aree coltivate ricoprono 64 ha dell'intorno considerato, pari al 16% della superficie totale.

I *terreni incolti e/o abbandonati* caratterizzano prevalentemente i dintorni delle attuali zone occupate dagli insediamenti industriali e dell'impianto di depurazione civile di Bari Ovest, nonché le sponde del canale Lamasinata. I terreni in abbandono risultano spesso occupati da discariche abusive di materiali di scarto edilizi e inerti.

Tali terreni incolti sono per lo più colonizzati da vegetazione erbacea infestante e da elementi arborei derivanti dalle preesistenti colture legnose.

La superficie di terreni incolti è stata quantificata pari a 48,5 ha.

Anche per le cosiddette *aree non agricole* sono distinguibili diverse tipologie di destinazione d'uso.

La sottocategoria degli *insediamenti abitativi* risulta la più diffusa nel territorio in esame: nello specifico essa include i caseggiati del quartiere di S. Girolamo - Fesca, caratterizzato da un'elevata densità abitativa e situato a ridosso della fascia costiera che si estende per circa 2 km ad Ovest della città di Bari. La superficie territoriale occupata dagli tali insediamenti ammonta complessivamente a 109,9 ha pari al 27,4% dell'intorno considerato.

All'interno del suddetto agglomerato urbano sono inglobati un parco (denominato Pineta S. Francesco), caratterizzato in prevalenza da elementi arborei di pino e avente un'estensione di 7,4 ha, nonché un impianto sportivo (4,2 ha) adiacente alla pineta.

Una seconda sottocategoria di rilievo raggruppa tutti gli *insediamenti* di complessi *produttivi* industriali, commerciali e di servizi. Tali insediamenti occupano 46,7 ha e rappresentano l'11,7% del territorio sotto esame.

Altri due tipi di interventi antropici rilevati riguardano le *linee ferroviarie* e i tratti terminali dei *canali Lamasinata e Lama Balice*.

I parchi ferroviari Ferruccio e Bari Nord – Scalo Lamasinata si insediano su due vaste aree (63,5 ha in totale) caratterizzate da una fitta rete di binari, di scambi ferroviari e da capannoni destinati al deposito delle merci trasportate.

I canali Lamasinata e Lama Balice furono realizzati per proteggere l'area industriale e la città di Bari dal deflusso delle acque in caso di precipitazioni particolarmente intense. La superficie coperta da tali impluvi è pari a 17,5 ha (corrispondente al 4,4% dell'intorno totale).

Occorre poi prendere in considerazione la *viabilità principale* presente nell'area di studio, spesso caratterizzata da traffico intenso. Essa include un tratto della tangenziale di Bari con relativa viabilità complanare e svincoli, un tratto di viale Europa che, con un cavalcavia sovrastante la tangenziale, permette di raggiungere il quartiere San Paolo e l'Aeroporto di Palese e la strada via Napoli, che lambisce il quartiere S. Girolamo-Fesca e permette l'ingresso nel centro urbano di Bari. La superficie occupata da tali infrastrutture ammonta a 15,7 ettari, pari al 3,9% dell'area totale in esame.

Come ulteriori tipologie di aree non agricole, si segnala la presenza di una *zona di pertinenza militare* (Caserma Briscese) e di alcuni *lidi balneari* (Lido S. Francesco, Lido Smeraldo), ubicati a ridosso dello sbocco a mare del canale Lamasinata.

L'insediamento militare occupa una superficie di 9 ha, mentre le strutture balneari si estendono per un tratto di litorale prevalentemente sabbioso di 3,9 ha.

In Tabella 7.3.5 si riportano i dati di superficie in ettari per ciascuna delle categorie di uso del suolo individuate nell'intorno considerato, mentre in Figura 7.3.7 sono rappresentate le corrispondenti percentuali.

Tabella 7.3.5 – Dati di superficie in ettari per ciascuna delle categorie di uso del suolo individuate nell'intorno dell'impianto di dissalazione in esame.

	Tipologia di uso del suolo	Superficie [ha]	Totale categoria [ha]
Categoria: aree agricole	Oliveto	17,2	112,5
	Frutteto	1,1	
	Seminativo	6,9	
	Ortaggi	38,8	
	Terreni incolti e/o abbandonati	48,5	
Categoria: aree non agricole	Insedimenti urbani	109,9	292,7
	Insedimenti produttivi	46,7	
	Depuratore Bari Ovest	7,0	
	Impianti sportivi	1,0	
	Zona di pertinenza militare	9,0	
	Parco urbano	7,4	
	Canali Lamasinata e Lama Balice	17,5	
	Litorale roccioso	3,2	
	Lidi balneari	3,9	
	Linee ferroviarie e aree pertinenti	63,5	
Viabilità principale	23,6		
Superficie totale in esame [ha]		405,2	

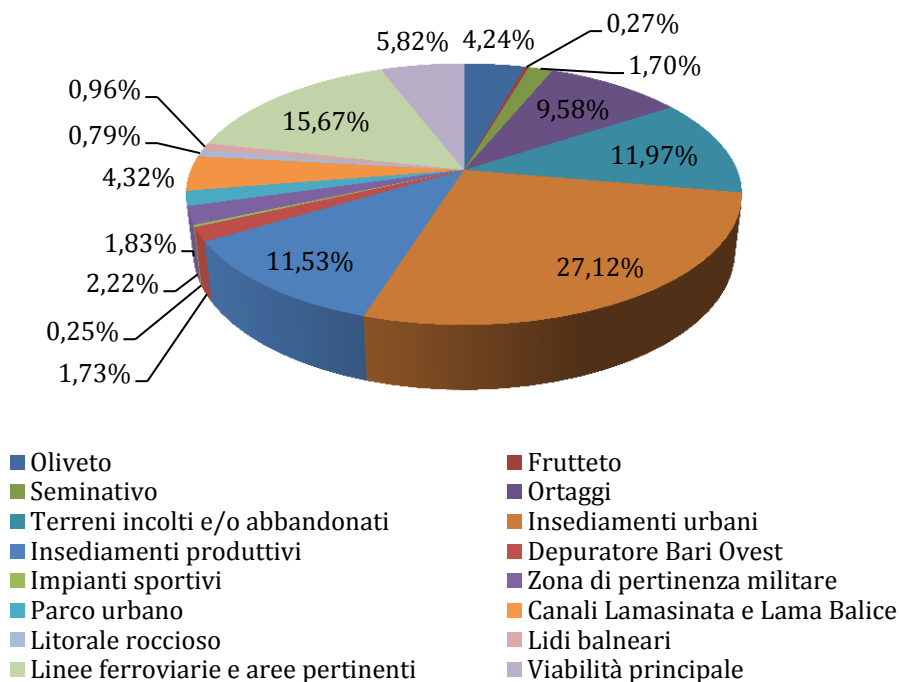


Figura 7.3.7 – Dati di superficie in percentuale per ciascuna delle categorie di uso del suolo individuate nell'intorno dell'impianto di dissalazione in esame.

Per individuare le differenti tipologie di uso del suolo anche sul territorio interessato dal passaggio della condotta di connessione, sono state effettuate indagini in situ lungo il corridoio in cui verrà ubicata la tubazione. L'area di studio ha un'ampiezza di circa 400 m e una lunghezza attestabile intorno agli 11 km; la superficie complessiva risulta pari a 464,5 ha. In tale area si riscontra la presenza di *aree agricole, aree non agricole, e aree naturali o seminaturali*.

Lo sfruttamento agricolo del corridoio considerato risulta contraddistinto dalla presenza di *oliveti*, spesso alternati ad appezzamenti coltivati a *ortaggi* a o a *seminativi*. Le aree a oliveti (146,3 ha) sono più diffuse nel tratto intermedio e terminale del corridoio in esame, mentre quelle ortive (13,2 ha) e a seminativo (58,7 ha) sono più diffuse nel tratto iniziale, a ridosso del canale Lama Balice e della viabilità urbana.

Le *aree incolte e/o abbandonate* sono rilevate sia nell'ambito del tessuto urbanizzato periferico, sia nel tratto di corridoio che attraversa la zona industriale. L'estensione di tali terreni in abbandono è stata quantificata pari a 95,5 ha.

Le aree non agricole incluse nel corridoio d'indagine sono distinguibili in diverse tipologie di destinazione d'uso.

In primo luogo vengono rilevate consistenti aree occupate da *insediamenti produttivi e/o* industriali, commerciali e di servizi, situati nella zona industriale dei Comuni di Bari e di Modugno. Tali insediamenti (54 ha) rappresentano una delle tipologie di utilizzo maggiormente diffuse nel territorio esaminato.

Una seconda tipologia di destinazione d'uso antropica fa riferimento agli *insediamenti urbani* abitativi, afferenti ad una porzione del quartiere S. Girolamo – Fesca e ad una porzione marginale del quartiere S. Paolo. Entrambi i nuclei urbanizzati sono caratterizzati da elevata densità abitativa. La superficie territoriale occupata da tali insediamenti abitativi ammonta complessivamente a 25,1 ha.

Non trascurabile è la presenza delle *linee ferroviarie* che raggiungono le stazioni di Ferruccio e Bari Nord – Scalo Lamasinata. Le aree corrispondenti a tali parchi ferroviari hanno un'estensione di 21,1 ha.

Occorre inoltre ricordare che è incluso nel corridoio in esame il tratto terminale di sbocco a mare del *canale Lama Balice*, che lambisce l'insediamento urbano alla periferia Ovest del quartiere S. Paolo. Lo sviluppo territoriale del suddetto canale è pari a 19,1 ha.

Infine è necessario valutare la superficie relativa alla *viabilità principale* dell'area di studio; essa è caratterizzata dalla presenza di un tratto della tangenziale di Bari con viabilità complanare e corrispondenti svincoli, di un segmento di viale Europa tangente alla periferia Ovest del quartiere San Paolo, di una porzione della Strada Padula che collega Modugno all'aeroporto di Bari-Palese e da due brevissimi tratti appartenenti rispettivamente all'Autostrada A14 ed alla SP 231 Modugno-Bitonto.

L'area afferente a tali infrastrutture stradali principali, sommata a quella relativa alla rete viaria secondaria presente perlopiù nella zona industriale, occupa nel complesso 18,3 ha.

Per quanto concerne le aree naturali, vengono rilevati alcuni brevi tratti di *macchia mediterranea*, caratterizzati dalla presenza di vegetazione erbacea e arbustiva spontanea e presenti prevalentemente sul versante del canale Lama Balice che costeggia il margine occidentale del quartiere S. Paolo.

Tale flora è rappresentata principalmente da oleastri, opunzie, arbusti di lentisco e perazzi; la sua superficie occupa 6,8 ha.

In Tabella 7.3.6 si riportano i dati di superficie delle diverse destinazioni d'uso in ettari per ognuna delle categorie rilevate nel corridoio considerato; in Figura 7.3.8 vengono illustrate le corrispondenti percentuali.

Tabella 7.3.6 – Dati di superficie in ettari per ciascuna delle destinazioni di uso del suolo individuate nel corridoio adiacente alla condotta di connessione del dissalatore.

	Tipologia di uso del suolo	Superficie [ha]	Totale categoria [ha]
Categoria: aree agricole	Oliveto	146,3	313,7
	Seminativo	58,7	
	Ortaggi	13,2	
	Terreni incolti e/o abbandonati	95,5	
Categoria: aree non agricole	Insedimenti urbani	25,1	144,0
	Insedimenti produttivi	54,0	
	Impianti sportivi	1,9	
	Canale Lama Balice	19,1	
	Serbatoi AQP	4,5	
	Linee ferroviarie e aree pertinenti	21,1	
	Viabilità principale	18,3	
Categoria: aree naturali	Macchia mediterranea	6,8	6,8
Superficie totale in esame [ha]		464,5	

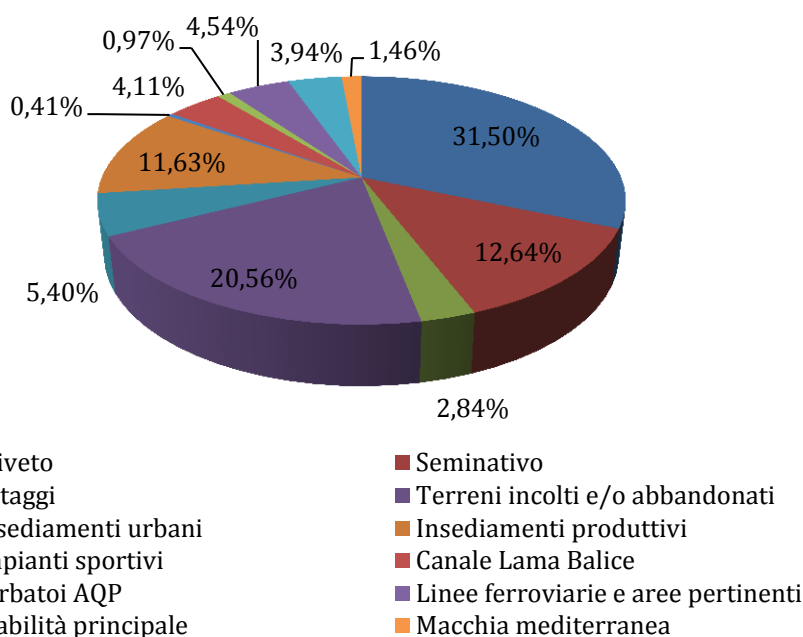


Figura 7.3.8 – Dati di superficie in percentuale per ciascuna delle destinazioni di uso del suolo individuate nel corridoio adiacente alla condotta di connessione del dissalatore.

7.3.5. IMPATTI SUL PAESAGGIO E SUI BENI CULTURALI E PAESISTICI

Natura e paesaggio risultano oggi strettamente interdipendenti, in quanto gli elementi naturali e antropici di un territorio sono spesso intrecciati tra loro in maniera inscindibile.

Di conseguenza nella Convenzione europea sul paesaggio è riportata la definizione istituzionale che descrive il paesaggio stesso come "una determinata parte di territorio così come è percepita dagli esseri umani, il cui aspetto è dovuto a fattori naturali ed umani e alle loro interrelazioni".

Sulla caratterizzazione del paesaggio un riferimento molto importante può trovarsi anche nel D.P.C.M. 27/12/1988 che regola alcuni aspetti importanti della procedura di Valutazione di Impatto Ambientale. In esso si legge testualmente che "obiettivo della caratterizzazione della qualità del paesaggio con riferimento sia agli aspetti storico-testimoniali e culturali, sia agli aspetti legati alla percezione visiva, è quello di definire le azioni di disturbo esercitate dal progetto e le modifiche introdotte in rapporto alla qualità dell'ambiente. Pertanto la qualità del paesaggio è determinata attraverso le analisi concernenti:

- a. il paesaggio nei suoi dinamismi spontanei, mediante l'esame delle componenti naturali così come definite alle precedenti componenti;
- b. le attività agricole, residenziali, produttive, turistiche, ricreative, le presenze infrastrutturali, le loro stratificazioni e la relativa incidenza sul grado di naturalità presente nel sistema;
- c. le condizioni naturali e umane che hanno generato l'evoluzione del paesaggio;
- d. lo studio strettamente visivo o culturale-semiologico del rapporto tra soggetto ed ambiente, nonché delle radici della trasformazione e creazione del paesaggio da parte dell'uomo;
- e. i piani paesistici e territoriali e gli studi;
- f. i vincoli ambientali, archeologici, architettonici, artistici e storici".

In questa prospettiva la Regione Puglia si è posta l'obiettivo di caratterizzare e valutare il paesaggio secondo criteri il più possibile oggettivi mediante l'elaborazione del Piano Urbanistico Territoriale Tematico per il Paesaggio (PUTT/P).

Infatti nella relazione generale del suddetto Piano si legge testualmente che "in termini di operatività è evidenziato come la gestione attuale della tutela paesistica è basata su criteri procedurali (circolare Ass.Urb. n. 6773/29.06.79) che non fanno riferimento ad alcun elemento di merito o di qualità: essa, cioè, di fatto consente totale discrezionalità sia nel rilascio della autorizzazione ex lege n. 431/39, sia nel diritto di veto ex legge n. 431/85 su tale autorizzazione da parte del Ministero dei Beni Culturali".

Mediante lo strumento del PUTT/P si sono effettuate una lettura e un censimento del territorio regionale. Il Piano perimetra degli ambiti territoriali di differente valore, classificati da A ad E come segue:

- ambito di valore eccezionale ("A"), laddove sussistano condizioni di rappresentatività di almeno un bene costitutivo di riconosciuta unicità e/o singolarità, con o senza prescrizioni vincolistiche preesistenti;
- ambito di valore rilevante ("B"), laddove sussistano condizioni di compresenza di più beni costitutivi con o senza prescrizioni vincolistiche preesistenti;
- ambito di valore distinguibile ("C"), laddove sussistano condizioni di presenza di un bene costitutivo con o senza prescrizioni vincolistiche preesistenti;
- ambito di valore relativo ("D"), laddove, pur non sussistendo la presenza di un bene costitutivo, sussista la presenza di vincoli (diffusi) che ne individuino una significatività;
- ambito di valore normale ("E"), laddove è comunque dichiarabile un significativo valore paesaggistico-ambientale.

Il PUTT/P individua e classifica il territorio secondo ambiti omogenei, per ognuno dei quali vengono definiti gli indirizzi di tutela. Si è quindi scelto di sfruttare tale analisi per esaminare dal punto di vista paesaggistico l'area di intervento e la varietà di scenari all'interno dei quali il progetto si andrà ad inserire.

Il territorio afferente alla città di Bari, per un raggio di 10 km circa dal centro, appare fortemente antropizzato. All'interno di questo contesto gli unici elementi naturali di diversificazione sono la costa nord-barese, i solchi del reticolo idrografico della Lama Balice e della Lama Lamasinata e i residui di terreni incolti. A questi si affiancano ambienti completamente modificati dall'uomo come il lungomare del quartiere S. Girolamo - Fesca, ormai interamente edificato, una fitta rete infrastrutturale disseminata per tutta l'area indagata, insediamenti urbani ed industriali, oltre a tratti marginali e interstiziali rispetto ai precedenti adibiti allo sfruttamento agricolo.

Si è proceduto con un'analisi dei differenti paesaggi adiacenti sia all'area dove verrà installato il dissalatore, sia al corridoio lungo cui verrà costruita la condotta di connessione al serbatoio di Modugno.

Il lotto di terreno su cui verrà realizzato l'impianto di dissalazione ricade nella zona settentrionale del Comune di Bari e dista circa 700 m del mare, collocandosi ad una quota di 2 - 3 m. s. l. m.



Figura 7.3.9 – Area destinata alla realizzazione dell'impianto di dissalazione di Bari.

Tale area risulta particolarmente opportuna in quanto non edificata e localizzata ai margini del tessuto urbano barese. Essa è separata dal quartiere S. Girolamo - Fesca sia fisicamente mediante via Napoli, asse viario caratterizzato da traffico intenso, sia visivamente, per la presenza di vegetazione impiantata ai margini della stessa strada.

Verso est il lotto è delimitato da una strada a bassa percorrenza e dall'alveo ormai regimentato del canale Lama Lamasinata. Il fondo e le pareti di tale canale appaiono degradati, interessati da un tipo di vegetazione spontanea e rada, del tipo erbaceo. In questo ambiente sono comunque rilevabili presenze faunistiche significative, sia pure estremamente impoverite, quali specie stanziali tra le colture arboree.

Verso sud l'area d'interesse confina con una strada di servizio di minore importanza e con fasci dei binari delle Ferrovie dello Stato e della Bari Nord.

Verso ovest il sito è adiacente a lotti ospitanti capannoni industriali.

Relativamente all'uso del suolo all'interno di questo contesto fortemente antropizzato non si rilevano aree di pregio naturalistico, poiché la superficie non urbanizzata risulta caratterizzata da colture orticole. Non è stata rilevata la presenza di alcun habitat o specie di pregio a elevato valore conservazionistico, né sotto il profilo floristico né sotto quello vegetazionale.

Nei pressi del sito dove sarà realizzato il dissalatore sorge la Pineta San Francesco, area verde attrezzata che, nonostante il basso valore naturalistico, rappresenta l'unico "polmone verde" a servizio del quartiere.

Per quanto riguarda gli aspetti faunistici, trattandosi di un'area ai margini del costruito, le specie presenti sono poco diversificate e di scarsa importanza naturalistica.

La condotta di connessione tra il dissalatore e il serbatoio AQP situato nel Comune di Modugno sarà interrata e lungo il suo percorso attraverserà una molteplicità di paesaggi prevalentemente antropizzati.

Il primo tratto di tale condotta percorrerà via Napoli, asse principale di accesso alla città per i veicoli provenienti da nord.

Di seguito, la rete si snoderà all'interno dei parchi ferroviari Ferruccio e Bari Nord - Scalo Lamasinata, composti da una fitta rete di binari e scambi, nonché da capannoni adibiti al deposito delle merci.

Successivamente l'elemento caratteristico del paesaggio risulta la presenza della Lama Balice, che si snoda nell'entroterra del comprensorio comunale di Bitonto e di Bari. La condotta interrata costeggia a lungo il versante orientale della Lama Balice, parallelamente ad una strada esistente: questo tratto incomincia con l'attraversamento del canale da parte dei binari ferroviari e prosegue poi in direzione dell'entroterra.

È necessario sottolineare che ai margini della Lama Balice si trovano esemplari di antica architettura rurale quali le cosiddette "specchie", costruzioni a secco tipiche pugliesi, e datate masserie, ora degradate e abbandonate. Nonostante lo stato attuali di tali strutture, è innegabile il valore storico e architettonico che esse apportano al paesaggio in esame.

A supporto di questa tesi il PUTT/P ha evidenziato, lungo i due versanti della porzione di alveo interessata dal passaggio della condotta interrata, due segnalazioni architettoniche (Masseria Tresta e Masseria Triggiano), una archeologica (Struttura Ipogea - Masseria

Triggiano) ed un vincolo architettonico corrispondente alla Masseria Gaggiano. L'insieme di queste aree è stato perciò catalogato dal PUTT/P come ambito territoriale di valore rilevante "B".

Inoltre sia lungo il corso della Lama Balice sia nelle retrostanti aree agricole è da segnalare la presenza di specie faunistiche significative. In ogni caso si tratta sempre di una fauna estremamente impoverita, tipica degli ambienti modificati dall'uomo e pertanto le specie risultano estremamente adattabili e poco sensibili ad eventuali ulteriori interventi sul territorio.

La restante parte di paesaggio è contraddistinta da insediamenti urbani, industriali e infrastrutture di servizio; solo tratti marginali sono adibiti a sfruttamento agricolo. Nonostante le drastiche riduzioni subite negli ultimi anni, il paesaggio agricolo è caratterizzato dalla presenza di oliveti, alternati ad appezzamenti di coltivazioni stagionali a ortaggi e a seminativo

Aree incolte e abbandonate sono identificabili in prossimità degli insediamenti industriali e nel territorio circostante l'impianto di depurazione civile di Bari Ovest.

All'interno di questa parte di territorio, sotto il profilo floristico e vegetazionale, non è possibile segnalare la presenza di alcun habitat, né specie di elevato valore.

Occorre però ricordare che in tale tratto è stata individuata una zona di alto valore paesaggistico in corrispondenza della Masseria Caffariello al confine con il Comune di Modugno: tale attributo è stato conferito dal PUTT/P grazie ad un'area di parco di interesse naturalistico e ad una porzione di tratturo, denominato "Tratturello via Traiana"; di conseguenza l'ambito attribuito alla zona ricade nel tipo "B".

7.3.6. IMPATTI GEOLOGICI E IDROGEOLOGICI

Il sito individuato per lo sviluppo del progetto presenta caratteristiche geologiche e morfologiche piuttosto monotone: il substrato è calcareo e risalente al mesozoico, con esigui ricoprimenti di lembi di quaternario, il profilo morfologico risulta lievemente digradante verso la linea di costa.

Nell'area affiora in esame affiora infatti il substrato calcareo mesozoico, ricoperto da irregolari spessori di eluvio-colluviale o da sottili fasce di depositi marini terrazzati originari del Pleistocene medio e superiore.

Per l'area progettuale di stretto d'interesse gli accertamenti geolitologici condotti contestualmente all'elaborazione dello Studio di impatto ambientale dell'anno 2005 hanno evidenziato l'affioramento del Calcarea di Bari. Tale formazione si compone di litotipi ben correlabili a suoli omogenei, molto rigidi, caratterizzati da elevati valori di velocità media di propagazione (nello specifico superiori a 800 m/s) e comprendenti eventuali strati di alterazione superficiale di spessore massimo pari a 5 m.

Si può quindi affermare che la costruzione dell'impianto di dissalazione nel sito individuato non comporterà alcuna ripercussione dal punto di vista geologico.

Relativamente al contesto idrologico, il lotto in esame fa parte della porzione di piattaforma corrispondente all'attuale Murgia.

L'evoluzione della rete idrica sotterranea in corrispondenza della Murgia è stata in massima parte favorita da un forte processo carsico. Di conseguenza attualmente si rinvencono orizzonti rocciosi contraddistinti da diversi tipi e gradi di permeabilità. Ciò dà luogo alla presenza all'interno dell'ammasso carbonatico di isole di roccia variamente permeabili, inglobate in un insieme molto poco permeabile o addirittura praticamente impermeabile.

L'acquifero murgiano è perlopiù costiero, pertanto la falda idrica sotterranea in esso circolante è sostenuta alla base da acqua di mare di invasione continentale.

Una delle caratteristiche peculiari delle acque della falda è data dal loro contenuto salino e dalla sua distribuzione spaziale.

Occorre inevitabilmente considerare l'influenza esercitata dal diretto contatto, laterale o alla base, della falda con l'acqua di mare. Infatti già in condizioni di equilibrio, ossia in assenza di cospicui prelievi, si determina nelle acque di falda un aumento dell'originario contenuto salino per fenomeni di miscelamento e di diffusione ad opera sia delle acque marine sottostanti a quelle di falda, sia di quelle proprie di mare, che nelle zone più costiere partecipano alla dinamicità della falda in virtù delle variazioni di livello a cui il mare è soggetto.

Di conseguenza è possibile stabilire che gli acquiferi sottostanti l'area oggetto di studio non sono considerabili idraulicamente isolati: sarà perciò necessario prestare particolare attenzione ad evitare il rilascio di sostanze chimiche nel suolo e nella falda.

7.3.7. IMPATTI SULLA QUALITÀ DELL'ARIA

Gli impatti sulla qualità dell'aria derivanti da impianti di dissalazione sono perlopiù associati all'impiego di energia per la produzione e il trasporto dei materiali necessari, per la costruzione dell'infrastruttura principale e di quelle ad essa annesse ma soprattutto per la fase di esercizio. In tale fase si usa prevalentemente energia termica o elettrica prodotta direttamente in situ o tratta da fonti esterne, come ad esempio la rete elettrica nazionale.

Occorre però tenere in considerazione che sia l'energia termica sia quella elettrica sono prevalentemente generate tramite fonti fossili, che determinano quindi il rilascio in atmosfera dei cosiddetti gas serra.

La quantità e il tipo di emissioni inquinanti dipendono dal combustibile usato, dalla tecnologia e dall'efficienza della centrale e dai post-trattamenti introdotti a valle della produzione energetica. La quantità di anidride carbonica rilasciata può essere stimata piuttosto accuratamente una volta noto il contenuto di carbonio presente nel combustibile impiegato. A questo scopo sono stati calcolati nel contesto del mercato delle emissioni¹⁴ dell'Unione Europea i cosiddetti "fattori di emissione", utili alla misura della quantità di CO₂ rilasciata in base al tipo di fonte adottata. Si riportano in Tabella 7.3.7 i valori di tali fattori di emissione, espressi in gCO₂/kWh.

¹⁴ Il mercato delle emissioni (Emissions Trading o ET in inglese) è uno strumento amministrativo utilizzato per controllare le emissioni di inquinanti e gas serra a livello internazionale attraverso la quotazione monetaria delle emissioni stesse ed il commercio delle quote di emissione tra stati diversi. Ogni nazione deve infatti rispettare i vincoli ambientali imposti dal protocollo di Kyoto.

Tabella 7.3.7 – Fattori di emissione dell’anidride carbonica, espressi in gCO_2/kWh , calcolati nel contesto del mercato delle emissioni dell’Unione Europea: servono a determinare la quantità di CO_2 rilasciata in atmosfera una volta noto il mix energetico di riferimento.

Tipo di combustibile	Carbone - antracite	Carbone - lignite	Oli leggeri	Oli pesanti	Gas naturale	Petrolio	Diesel
gCO_2/kWh	338	404	266	281	202	259	266

Nel caso in cui l’energia elettrica venga acquisita dalla rete, è necessario conoscere il mix energetico di riferimento impiegato dalle imprese di vendita per la fornitura dell’elettricità agli utenti finali. Ovviamente la quota delle diverse fonti può variare anche in misura consistente da una nazione all’altra.

La composizione del mix medio nazionale utilizzato per la produzione dell’energia elettrica immessa nel sistema elettrico italiano nel 2012 (*Gestore Servizi Energetici*, 2012) è illustrata in Tabella 7.3.8.

Tabella 7.3.8 – Composizione del mix energetico medio nazionale utilizzato per la produzione dell’energia elettrica immessa nella rete italiana nel 2012 (*Gestore Servizi Energetici*, 2012).

Fonti primarie utilizzate (anno 2012)	%
Fonti rinnovabili	29,8
Carbone	18,5
Gas naturale	39,8
Prodotti petroliferi	1,3
Nucleare	4,8
Oli leggeri/pesanti (altre fonti)	5,8

Conoscendo quindi le quote percentuali d’impiego e il corrispondente fattore di emissione per ogni fonte, è possibile quantificare l’emissione per kWh prodotto nel contesto italiano. Per effettuare tale calcolo si è assunto come fattore di emissione per il carbone la media tra il fattore relativo all’antracite e quello della lignite; procedimento analogo è stato effettuato per individuare il fattore di emissione corrispondente agli oli leggeri e pesanti. Si ricorda inoltre che sia per le fonti rinnovabili sia per la fonte nucleare il fattore di emissione si è ipotizzato nullo, in quanto le risorse alla base di tali sistemi di produzione di energia non contengono carbonio.

Il calcolo dell’emissione per kWh prodotto è computato mediante la seguente espressione:

$$\begin{aligned}
 Em_{CO_2} &= \sum(F_i \cdot Q_i) = & (7.3.2) \\
 &= F_{carb} \cdot Q_{carb} + F_{oli} \cdot Q_{oli} + F_{GN} \cdot Q_{GN} + F_{petrolio} \cdot Q_{petrolio} + F_{diesel} \cdot Q_{diesel} = \\
 &= 371 \frac{gCO_2}{kWh} \cdot 0,185 + 273,5 \frac{gCO_2}{kWh} \cdot 0,058 + 202 \frac{gCO_2}{kWh} \cdot 0,395 + 259 \frac{gCO_2}{kWh} \cdot 0,013 =
 \end{aligned}$$

$$= 167,655 \frac{gCO_2}{kWh} = 0,168 \frac{kgCO_2}{kWh}$$

dove:

- F_i = fattore di emissione per la fonte primaria i [gCO_2/kWh];
- Q_i = quota percentuale della fonte primaria i nel mix energetico del sistema elettrico italiano.

Nota l'emissione per kWh, si può procedere valutando l'emissione per m^3 di acqua potabile prodotta dall'impianto di dissalazione. A questo scopo occorre fare riferimento al valore di energia specifica consumata per il dissalatore simulato di Bari, che all'interno del capitolo 6 era stato stimato pari a $3,48 kWh/m^3$.

Di conseguenza è possibile quantificare l'emissione specifica Em_{spec} :

$$Em_{spec} = Em_{CO_2} \cdot E_{spec} = 0,168 \frac{kgCO_2}{kWh} \cdot 3,48 \frac{kWh}{m^3} = 0,585 \frac{kgCO_2}{m^3} \quad (7.3.3)$$

Questo approccio per la valutazione delle emissioni in atmosfera è stato seguito anche in altri contesti internazionali; si sceglie quindi di operare un confronto con gli impianti analoghi in dimensione e tecnologia, caratterizzati inoltre da condizioni ambientali simili rispetto al dissalatore di Bari simulato.

Si riportano quindi in Tabella 7.3.9 i dati di emissione per kWh di energia specifica e di emissione specifica relativi ai dissalatori di Bari, Barcellona e Ashkelon (S. Latteman, 2010). Si ricordi che nei valori di energia specifica si sono inclusi solo i consumi relativi alla fase di esercizio degli impianti.

Tabella 7.3.9 – Dati di emissione per kWh prodotto, di energia specifica e di emissione specifica relativi ai dissalatori di Bari, Barcellona e Ashkelon (S. Latteman, 2010).

Sito	Emissione per kWh prodotto [$kgCO_2/kWh$]	Energia specifica [kWh/m^3]	Emissione specifica [$kgCO_2/m^3$]
Bari	0,17	3,48	0,59
Barcellona	0,51	4,00	2,04
Ashkelon	0,20	3,60	0,72

Come è intuibile dalla Tabella soprastante, l'impianto di Bari è caratterizzato da un'emissione specifica inferiore rispetto agli altri due dissalatore con cui è comparato: da un lato pesa sicuramente la minore energia specifica consumata (anche grazie all'introduzione di sistemi ERD avanzati), dall'altro influisce anche il ridotto valore di emissione per kWh prodotto. Su questa componente ha influenza sicuramente la composizione del mix energetico medio nazionale utilizzato per la produzione di elettricità immessa in rete: il notevole impiego di fonti rinnovabili (29,8%) fa sì che la quantità di anidride carbonica emessa in atmosfera sia nettamente ridotta.

Come già dimostrato in altri studi, l'acqua potabile derivante da dissalatori dotati di tecnologia RO non è un prodotto più energivoro rispetto ad altri di cui comunemente usufruiamo nella vita quotidiana, come l'aria condizionata o l'acqua calda.

L'impatto sulla qualità dell'aria è quindi trascurabile, in quanto analogo o inferiore a quello che verrebbe provocato dall'installazione di una qualsiasi altra infrastruttura, sia residenziale sia industriale (S. Latteman, 2010).

7.4. MISURE DI MITIGAZIONE DEGLI IMPATTI

L'analisi eseguita nei paragrafi precedenti ha lo scopo d'individuare i potenziali danni ambientali derivanti dalla realizzazione di un impianto di dissalazione ad osmosi inversa, in modo da determinare le possibili azioni di mitigazione.

A tal proposito, di seguito vengono ripercorsi tutti i comparti ambientali soggetti ad eventuali impatti, per poi valutare l'adozione di tecniche di prevenzione o riduzione delle possibili alterazioni subite dagli stessi.

In particolare si ricorda che la scelta di ubicazione del progetto deriva dalla valutazione di diverse alternative di localizzazione, nonché da differenti soluzioni progettuali.

Per quanto riguarda l'impatto sulla qualità dell'acqua e sull'ambiente marino, non può essere trascurato lo scarico nel corpo idrico recettore di concentrato salino e di agenti chimici provenienti dal lavaggio delle membrane; entrambi possono infatti deteriorare in modo significativo il biota presente sui fondali. Nello specifico nel tratto di mare prospiciente la città di Bari si trova il Sito d'Importanza Comunitaria (SIC) "Posidonieto San Vito - Barletta" costituito da Posidonia oceanica, specie vegetale protetta dalla Direttiva 92/43/CEE "Habitat". Per ridurre al minimo l'impatto su tale SIC, già fortemente danneggiato da azioni antropiche, il dimensionamento della condotta di scarico è tale da far sì che, in condizioni meteomarine ordinarie, la salamoia raggiunga la Posidonia con un eccesso di concentrazione salina inferiore al 2% rispetto alla concentrazione media del corpo idrico recettore. Inoltre gli agenti chimici impiegati vengono sottoposti a specifici trattamenti prima di essere scaricati in mare tramite la stessa condotta della salamoia, in modo da rispettare i limiti di legge. Infine per tutelare ulteriormente la specie vegetale in questione, anche la condotta di prelievo è stata progettata in modo da oltrepassare il tratto occupato dalla stessa.

L'impatto su fauna e flora non si limita soltanto all'ambiente marino, ma anche al sito di ubicazione dell'impianto stesso. Tuttavia, nel caso in esame, l'area individuata per la localizzazione dell'impianto non riveste particolare pregio naturalistico, in quanto collocata nella zona industriale della città di Bari. Facendo riferimento agli studi effettuati sulla flora, non si rileva nessun habitat né specie soggetti a protezione da normative europee nazionali o regionali; l'unico sito tutelato è il parco naturale regionale della Lama Balice soltanto marginalmente intaccato dalla condotta di connessione dell'impianto di dissalazione alla rete idrica pugliese. In questo caso per evitare il potenziale danneggiamento del cosiddetto top soil, strato superficiale del suolo contenete i principali nutrienti ed un'elevata concentrazione di materia organica, è possibile procedere con la preventiva asportazione dello stesso prima dell'inizio della fase di cantiere, per poi riposizionare il terreno vegetale alla fine dei lavori. Lo

stesso procedimento può essere effettuato considerando le specie vegetali proprie della macchia mediterranea, come l'olivo selvatico.

Relativamente all'inquinamento acustico, i rilievi effettuati e le mappe acustiche strategiche evidenziano le criticità già esistenti nell'area in esame, la quale è sottoposta ad elevati livelli di rumore prevalentemente causati dal traffico veicolare e ferroviario di via Napoli.

Durante la costruzione dell'impianto si prevede l'impiego di mezzi e dispositivi per la mitigazione del rumore come impone la normativa vigente in materia (D. P. R. 19/03/1956 n. 303, D. M. 04/03/1994 n. 319, D. Lgs. 27/1/1992 n. 137, L. 26/10/1995 n. 447, D. P. C. M. 01/03/1991, D. L. 2/1/1992 n. 135). In tal modo è possibile contenere le emissioni sonore entro i limiti di legge.

Per quanto riguarda la fase di esercizio il rumore emesso è irrisorio ad esclusione di un'area circoscritta attorno al dissalatore. Nelle vicinanze degli edifici che ospitano le apparecchiature si prevede un aumento delle emissioni acustiche, che però possono essere ridotte grazie all'implementazione di un sistema d'insonorizzazione dei fabbricati. In ogni caso, nel momento in cui entrerà in vigore il piano di zonizzazione acustica del comune di Bari, sarà necessario risanare l'intera zona. Nello specifico è opportuno prevedere la necessità di disporre di capannoni con caratteristiche di resistenza acustica passiva in grado di assicurare il rispetto di limiti di legge più stringenti. La zona in esame infatti sarà molto probabilmente inserita nella classe numero III della zonizzazione acustica, ovvero sarà classificata come area mista limitando il rumore da 70 dB(A) a 60 dB(A) durante il giorno e da 60 dB(A) a 50 dB(A) durante la notte.

8. LA CONDOTTA DI SCARICO A MARE

All'interno di questo capitolo ci si propone di valutare la soluzione tecnica più adeguata e di dimensionare la condotta di scarico del concentrato salino, rispettando i vincoli ambientali e normativi di riferimento per il sito in esame. Nello specifico si andranno a determinare la lunghezza e il diametro della tubazione e si esaminerà la solidità dell'alternativa scelta sulla base di appositi indicatori.

La fase di progettazione della condotta di scarico a mare richiede a monte un'analisi approfondita non solo della batimetria dell'area in esame, ma anche dei parametri anemometrici, ondometrici e correntometrici del paraggio.

A questo scopo ci si è avvalsi dei dati riportati nella *Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari*, le cui fonti principali sono le indagini di progetto eseguite dalla Dagh Watson S.p.A. nel 1980 per conto dell'Ente Autonomo per l'Acquedotto Pugliese, i rilevamenti della stazione anemometrica di Bari Palese e quelli registrati dalla stazione della Rete Ondametrica Nazionale (RON) di Monopoli.

8.1. CLIMA METEOMARINO DELL'AREA DI STUDIO

Il clima meteomarinico del sito in esame è stato analizzato attraverso lo studio dei dati reperiti, che hanno consentito di ricostruire il clima anemometrico del paraggio, lo stato ondoso al largo, le condizioni degli stati ondosi al frangimento e le correnti longitudinali sottocosta e su ampia scala.

8.1.1. CLIMA ANEMOMETRICO

Per lo studio del clima anemometrico sono state analizzate le osservazioni triorarie registrate nella stazione di misura di Bari Palese, le cui caratteristiche salienti sono riportate in Tabella 8.1.1.

Tabella 8.1.1 – Caratteristiche della stazione anemometrica di Bari (Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005).

Identificativo stazione	Località	Periodo di osservazione	Dati validi	Lat. Nord	Long. Est	Quota
270	Bari - Palese	1951 - 1996	97,21%	41°08'	16°45'	44 m.s.l.m.

L'obiettivo dell'analisi consiste nell'individuazione della direzione di provenienza dei venti regnanti (venti con più alte frequenze di apparizione), dei venti dominanti (venti di elevata intensità) e dei venti prevalenti (venti che combinano l'alta frequenza di apparizione con elevate velocità). Le indagini sono state effettuate inizialmente per l'intero campione di dati disponibile, ottenendo così il clima anemometrico annuale medio, quindi suddividendo il campione in stagioni e mesi, estrapolando così il clima anemometrico rispettivamente stagionale e mensile.

Dall'elaborazione (Fig. 8.1.1) delle apparizioni annuali emerge che la classe delle calme costituisce il 18% dell'intera popolazione. Dalla distribuzione delle frequenze di apparizione

dei venti in base alla direzione di provenienza risulta che il maggior numero di osservazioni spetta ai venti da Ovest (O), la cui percentuale di presenze è pari al 13%. A seguire si trovano i venti da Ovest-SudOvest (OSO), caratterizzati da una frequenza superiore al 10%. I venti da Sud-SudOvest (SSO) rappresentano circa il 9% del totale, mentre alla direzione Ovest-NordOvest (ONO) compete una frequenza dell'8%. Infine i venti provenienti dal primo quadrante hanno frequenze variabili tra il 4 e il 6%, mentre quelli spiranti dal secondo quadrante si attestano su percentuali ancora più esigue (*Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005*).

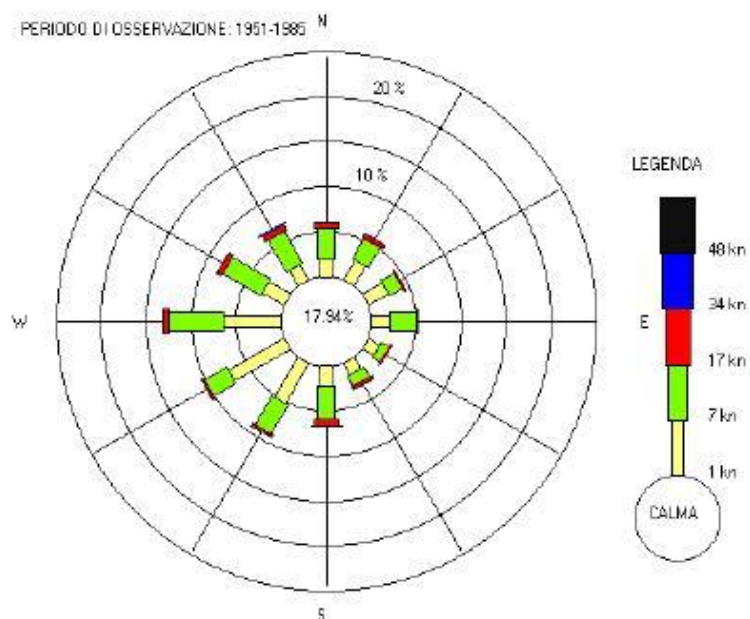


Figura 8.1.1 – Frequenze anemometriche di apparizione annuali: la classe delle calme costituisce il 18% dell'intera popolazione; dalla distribuzione in base alla direzione di provenienza risulta che il maggior numero di osservazioni spetta ai venti da Ovest (13%), a seguire si trovano i venti da Ovest-SudOvest (circa 10%), quelli da Sud-SudOvest (9%), mentre alla direzione Ovest-NordOvest compete una frequenza dell'8% (*Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005*).

Classificando i dati secondo l'intensità, si osserva che i venti con velocità minore di 7 nodi (calma, I e II della classe Beaufort¹⁵) rappresentano il 56% della popolazione. I venti di III e IV classe sono caratterizzati da una frequenza del 39%, mentre alle classi V, VI e VII (vento tra 17 e 34 nodi) compete il restante 5%. È perciò evidente che il paraggio è solitamente interessato da venti di bassa intensità e molto raramente sono stati registrati fenomeni anemologici particolarmente rilevanti (*Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005*).

Prendendo in considerazione solo i venti con velocità superiore a 17 nodi, detti anche venti dominanti, si osserva che le frequenze maggiori sono caratteristiche dei venti da Sud (S) e Nord-NordOvest (NNO). Anche i venti spiranti dal quarto quadrante presentano un'alta

¹⁵ La scala di Beaufort indica la forza del vento su 13 classi di forza. In realtà la scala non è quantitativa, cioè non misura la pressione esercitata dal vento, bensì qualitativa, infatti si basa sull'osservazione degli effetti del vento. A ciascuna classe si può associare un range di velocità.

intensità, come pure i venti di grecale, mentre i venti spiranti dalle altre direzioni si contraddistinguono per velocità piuttosto basse.

È durante l'inverno che si concentrano perlopiù i venti dominanti, in quanto in tale stagione la classe delle calme risulta meno frequente costituendo il 15% dell'intera popolazione invernale (*Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari*, 2005).

8.1.2. CLIMA METEOMARINO AL LARGO

Le caratteristiche delle onde al largo dell'area industriale di Bari sono state determinate analizzando i dati ondametrici rilevati dalla vicina stazione della Rete Ondametrica Nazionale (RON) di Monopoli (Fig. 8.1.2). Poiché non erano disponibili dati registrati nel paraggio in questione, è stato necessario ricorrere all'utilizzo di un metodo di previsione diretta per la trasposizione spaziale delle registrazioni dal punto effettivo di misura al sito in esame. Si è scelto di avvalersi dei dati provenienti dal paraggio di Monopoli in quanto esso risulta caratterizzato da un'esposizione molto simile a quella di Bari.



Figura 8.1.2 – Stazione ondametrica di Monopoli. Tale stazione di rilevamento si trova in un'area sottoposta ad un clima meteomarinico simile a quello del paraggio in esame.

La tecnica di trasposizione geografica si basa sull'assunzione che le condizioni anemometriche, determinanti gli stati di mare rilevati dalla boa della stazione di Monopoli, abbiano interessato anche l'area di generazione del paraggio di Bari. Si ipotizza perciò che nei due siti si verifichi un evento anemometrico con la stessa direzione di provenienza, intensità e durata. In questo modo si riesce a determinare la corrispondenza tra le caratteristiche del moto ondoso (direzione, altezza e periodo) rilevate dalla boa e quelle del paraggio d'interesse. Dai dati estrapolati si evince che il clima meteomarinico è fortemente caratterizzato dalla presenza di calme, che vengono registrate nel 19,4% delle osservazioni; la concentrazione

minima di calme si rileva in autunno (12,4%), quella massima durante il periodo estivo (24,3%) (*Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005*).

Relativamente alle mareggiate, si osserva che la massima frequenza d'apparizione spetta a quelle provenienti da Nord-NordOvest (NNO), che vengono registrate con una percentuale superiore al 25%. Le mareggiate da Nord (N) rappresentano il 13,4% dei rilievi trasposti, mentre la frequenza di quelle da Est (E) e Sud-SudEst (SSE) supera lievemente il 12%. Infine le mareggiate da Nord-NordEst (NNE) ed Est-NordEst (ENE) costituiscono l'8% del totale.

È stato inoltre possibile analizzare l'intensità delle mareggiate: si è notato che le onde con altezza significativa compresa tra 0,5 e 1 m costituiscono il 40,4% delle registrazioni e sono le mareggiate più frequenti, mentre quelle caratterizzate da un'altezza inferiore a 0,5 m rappresentano il 17,8% delle osservazioni totali.

La frequenza delle onde di altezza compresa tra 1 e 2 m si attesta intorno al 21%.

Le forti mareggiate, contraddistinte da altezze tra 2 e 3 m, sono poco frequenti nel paraggio e sono rilevate con una percentuale dell'1%; solo lo 0,3% delle onde registrate nel paraggio ha altezza maggiore di 3 m.

Riassumendo quanto estrapolato per il paraggio di Bari, si può affermare che l'area in esame è caratterizzata da altezze d'onda mediamente piuttosto basse; le onde di altezza più rilevante si concentrano prevalentemente nel periodo invernale, mentre in primavera e in estate si registrano in genere onde di altezza modesta (*Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005*).

La ricostruzione delle mareggiate in un paraggio consente di definire per ciascuna direzione le mareggiate energeticamente equivalenti all'intera serie storica disponibile.

Dallo studio del clima meteomarinario medio del paraggio risulta che alla direzione Nord (N) compete l'altezza d'onda energeticamente equivalente più elevata (1,26 m). La mareggiata equivalente relativa alla direzione Est-NordEst (ENE) ha altezza pari a 1,22 m, mentre le onde da Nord-NordOvest (NNO) fanno registrare un valore pari a 1,17 m. L'onda caratteristica dell'intero paraggio ha un'altezza di 1,08 m, periodo di picco pari a 5,22 s e direzione di provenienza 14° (*Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005*).

8.1.3. CLIMA METEOMARINO AL FRANGIVENTO

Nell'ambito dello studio dell'azione del moto ondoso, è necessario considerare anche ciò che accade in prossimità del litorale, dove entrano in gioco non solo il clima meteomarino al largo e l'esposizione della costa, ma anche le deviazioni delle onde provocate dalle mareggiate durante la propagazione delle stesse dal largo verso riva. Tale propagazione è influenzata principalmente dalla batimetria del paraggio, visibile in Figura 8.1.3.

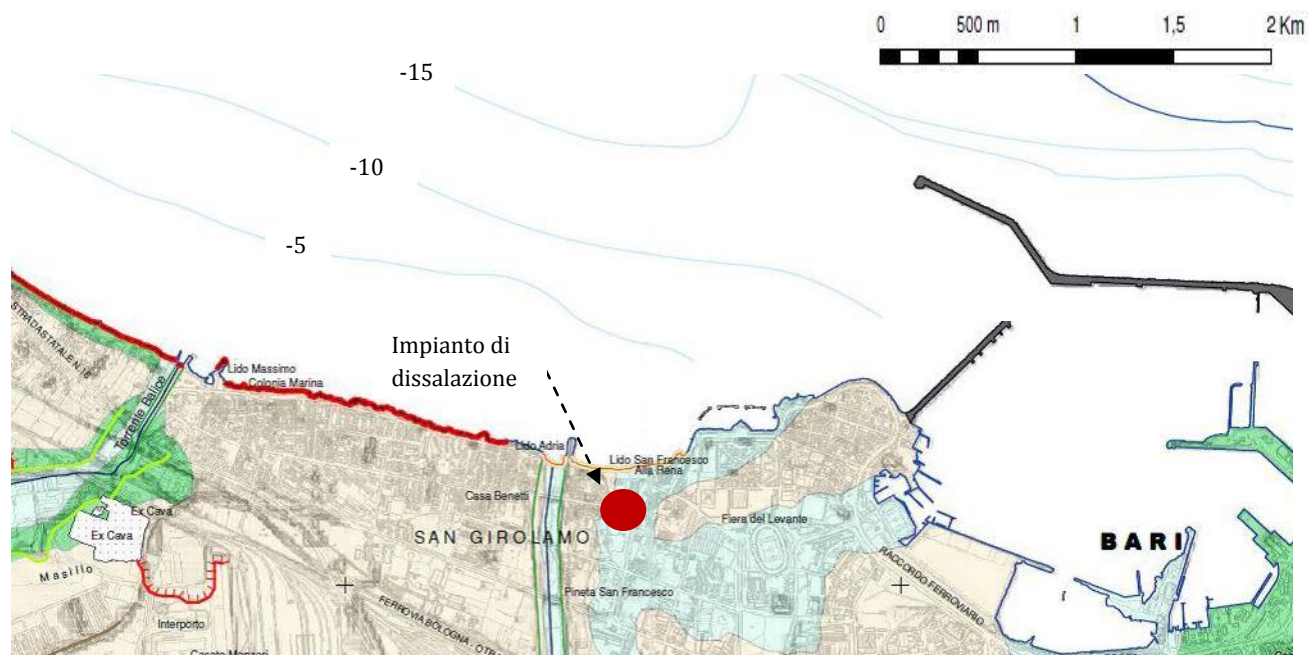


Figura 8.1.3 – Batimetria dell'area d'indagine con evidenziate le linee isobatimetriche a -5 m, -10 m e -15 m. L'area circolare rossa individua il sito dove verrà ubicato l'impianto di dissalazione (Autorità di bacino della regione Puglia, 2012).

Per poter studiare l'andamento dei raggi d'onda sino al frangimento è necessario determinare le caratteristiche delle onde al largo, dalle quali si risale poi alle proprietà della loro propagazione verso riva. Operando in tal modo è possibile analizzare il litorale e determinare i punti con maggiori concentrazioni di energia.

Nello specifico è opportuno distinguere tra due zone, dove lo stato ondoso si propaga in modo differente in funzione della profondità del fondale (h) e della lunghezza d'onda (L), entrambe espresse in metri:

- Dove $\frac{h}{L} > 0,5$, cioè in acque profonde, le onde non risentono della presenza dei fondali e si propagano con le creste allineate al fronte d'onda;
- Dove $\frac{h}{L} < \frac{1}{25}$, ovvero in acque intermedie e basse, le onde risentono dei fondali; di conseguenza, se le linee batimetriche non risultano parallele al fronte d'onda, quest'ultimo non si mantiene rettilineo, in quanto le velocità di propagazione lungo di esso sono diverse.

In acque basse quindi il fronte d'onda è caratterizzato da una curvatura parallela alle isobate. Tale curvatura comporta un avvicinamento oppure un allontanamento delle ortogonali al fronte d'onda lungo le quali si assume che l'energia si propaghi. Conseguentemente, ciò corrisponde ad un aumento o ad una diminuzione della densità di energia.

I risultati ottenuti dallo studio della propagazione verso costa delle mareggiate energeticamente equivalenti sono di seguito riassunti:

- Le onde da Est-SudEst non incidono il paraggio in esame a causa dell'esposizione della costa;
- Gli attacchi ondosi provenienti da Nord-NordOvest e da Est subiscono una notevole rifrazione a causa della conformazione della batimetria, quindi i raggi d'onda vengono fortemente deviati verso la costa registrando una diminuzione delle altezze d'onda.

Data l'importanza delle onde provenienti da Est e da Nord-NordOvest nelle Figure 8.1.4 e 8.1.5 si riportano le mappe che mostrano i rispettivi piani d'onda. In aggiunta nelle Tabelle 8.1.2 e 8.1.3 si mostrano le caratteristiche che i raggi d'onda esaminati presentano nelle vicinanze del frangimento, evidenziando la profondità a cui avviene il frangimento stesso, l'altezza e la lunghezza d'onda corrispondenti.

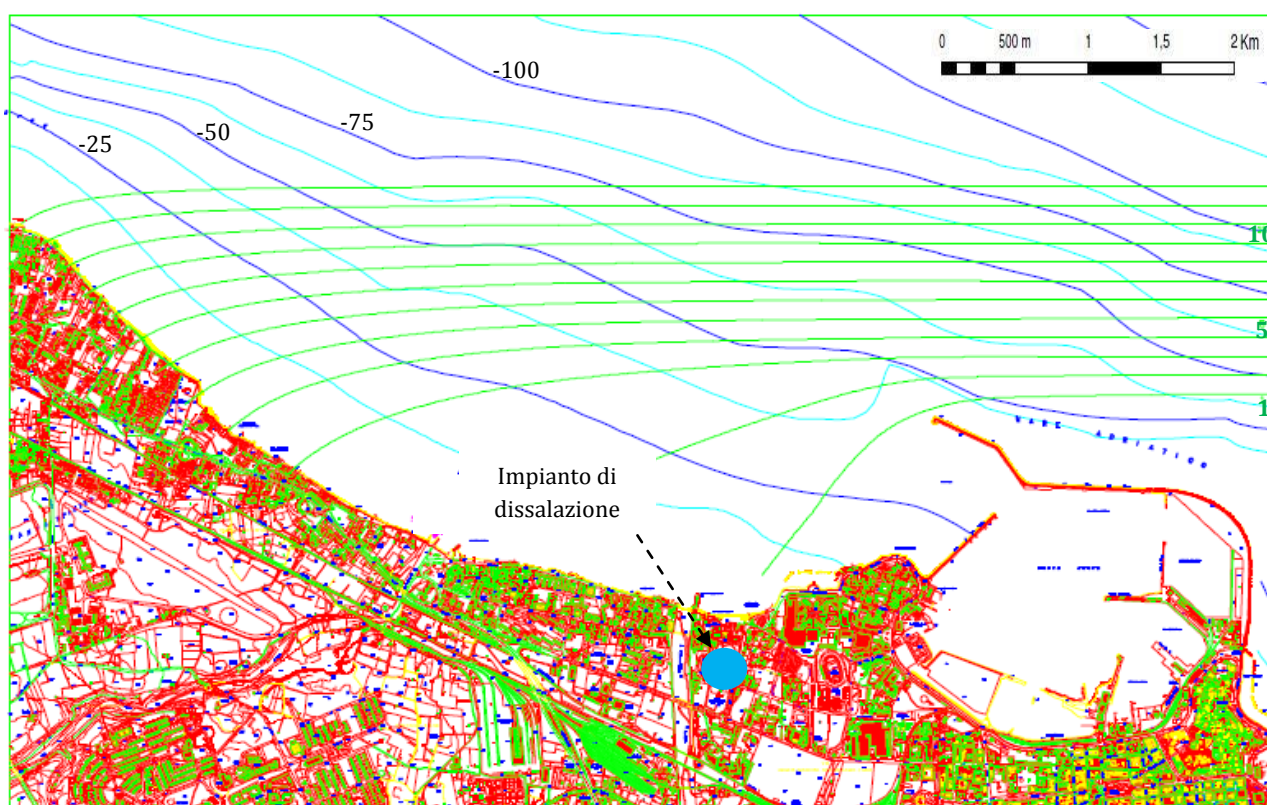


Figura 8.1.4 - Piano d'onda da Est. Le onde energeticamente equivalenti rappresentate hanno altezza significativa H_s pari a 0,77 m e periodo T_s di 4,93 s (Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005). L'area circolare azzurra individua il sito dove verrà ubicato l'impianto di dissalazione.

Tabella 8.1.2 – Caratteristiche dei raggi d’onda esaminati provenienti da Est (Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005). In particolare sono riportati i valori dell’altezza d’onda al frangimento d_f e della lunghezza d’onda al frangimento L_f , entrambe espresse in metri.

N	d_f (m)	L_f (m)
1	0,44	10,88
2	0,41	10,57
3	0,60	12,59
4	0,78	14,19
5	0,81	14,44
6	0,88	14,97
7	0,89	15,05
8	0,93	15,38
9	0,91	15,22
10	0,90	15,12
11	1,03	16,03
12	0,96	15,58

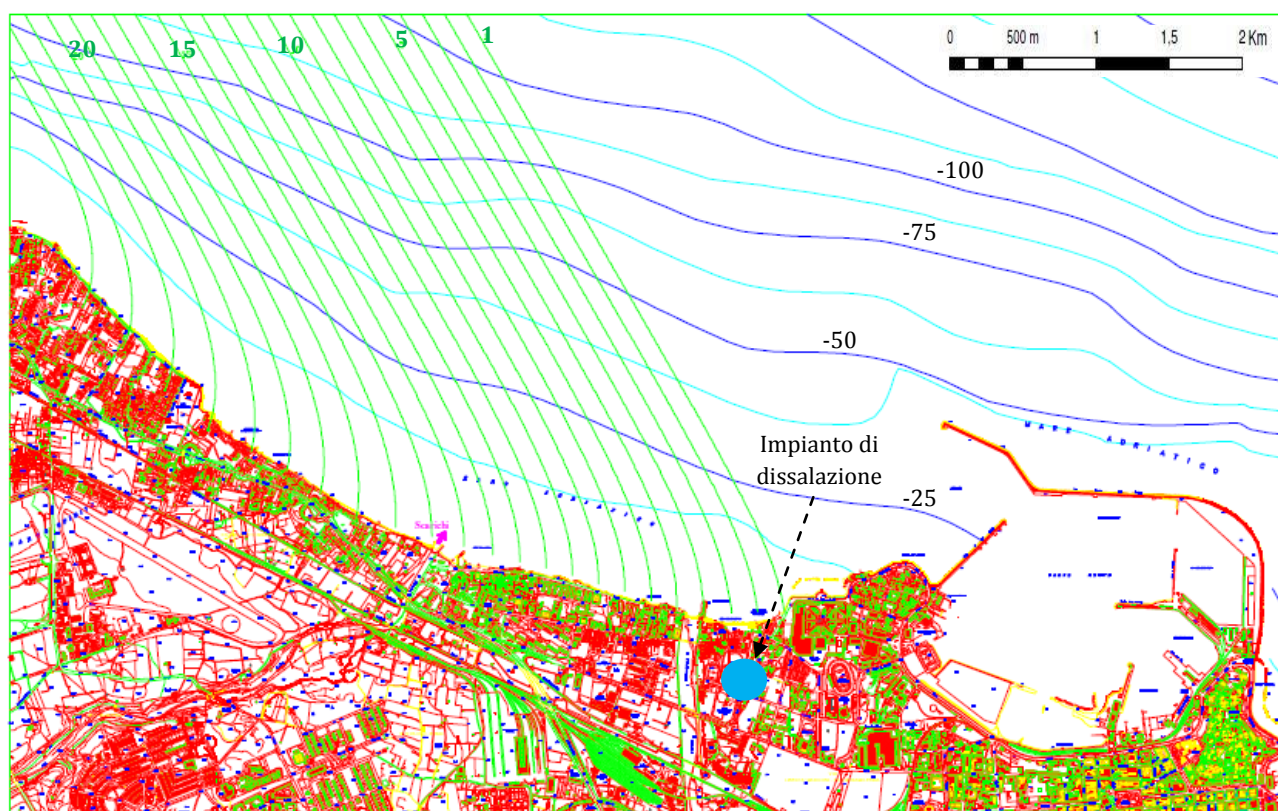


Figura 8.1.5 - Piano d’onda da Nord-NordOvest. Le onde energeticamente equivalenti rappresentate hanno altezza significativa H_s pari a 1,17 m e periodo T_s di 4,84 s (Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005). L’area circolare azzurra individua il sito dove verrà ubicato l’impianto di dissalazione.

Tabella 8.1.3 – Caratteristiche dei raggi d’onda esaminati provenienti da Nord-NordOvest (Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005). In particolare sono riportati i valori dell’altezza d’onda al frangimento d_f e della lunghezza d’onda al frangimento L_f , entrambe espresse in metri.

N	d_f (m)	L_f (m)
1	1,32	15,54
2	1,45	16,09
3	1,41	15,94
4	1,33	15,57
5	1,37	15,76
6	1,39	15,38
7	1,4	15,88
8	1,4	15,86
9	1,41	15,93
10	1,39	15,85
11	1,4	15,88
12	1,38	15,77

N	d_f (m)	L_f (m)
13	1,31	15,48
14	1,24	15,17
15	1,19	14,9
16	1,14	14,65
17	1,18	14,88
18	1,2	14,97
19	1,16	14,74
20	1,02	14,03
21	0,99	13,84
22	1,01	13,93
23	1,06	14,24

8.1.3. CORRENTI

Nella trattazione delle correnti riportata in questo paragrafo vengono esaminate in primo luogo le correnti longitudinali sotto costa, procedendo poi con lo studio delle correnti marine su ampia scala.

La valutazione delle correnti longitudinali viene effettuata avvalendosi di un metodo basato sul flusso di energia, il quale assume che la portata long-shore dipenda dalla componente di flusso di energia parallela alla linea di costa e valutata nella surf zone (zona di rottura delle onde). Tale flusso di energia per unità di lunghezza viene calcolato con la seguente formula:

$$\bar{P} = \frac{1}{64\pi} \rho g^2 H_s^2 T_e \quad (8.1.1)$$

dove:

- \bar{P} = flusso di energia per unità di lunghezza [W/m];
- ρ = densità del fluido [kg/m³];
- g = accelerazione di gravità [m/s²];
- H_s = altezza d’onda significativa [m];
- T_e = periodo significativo dell’onda [s].

Si noti che viene tenuto in considerazione il fatto che nella realtà vi è una notevole variabilità delle altezze d’onda, che può essere espressa tramite la distribuzione probabilistica di Rayleigh; tuttavia le mareggiate sono descrivibili in termini di altezza significativa, come nell’espressione (8.1.1).

Se il fronte d’onda forma un angolo α_b con la linea di riva, al frangimento la componente del flusso di energia long-shore è data dalla seguente equazione:

$$\bar{P}_b = \frac{1}{64\pi} \rho g^2 H_{sb}^2 T_e \sin 2\alpha_b \quad (8.1.2)$$

Grazie a tali dati è possibile risalire ai valori dei flussi di energia long-shore e cross-shore; in particolare le elaborazioni effettuate si riferiscono all'azione del moto ondoso medio annuale sul paraggio in esame.

Di seguito vengono elencati gli attacchi ondosi che contribuiscono ai fenomeni di trasporto nel litorale oggetto di studio:

- Attacco ondoso da Nord (Fig 8.1.6): il trasporto long-shore è generalmente diretto verso SudEst, soltanto localmente sono stati rilevati tratti in cui il verso subisce un'inversione;
- Attacco ondoso da Est-NordEst (Fig. 8.1.7): il trasporto long-shore è generalmente diretto verso NordOvest;
- Attacco ondoso da Nord-NordOvest (Fig. 8.1.8): il trasporto long-shore è generalmente diretto verso SudEst, soltanto localmente sono stati rilevati tratti in cui il verso subisce un'inversione.

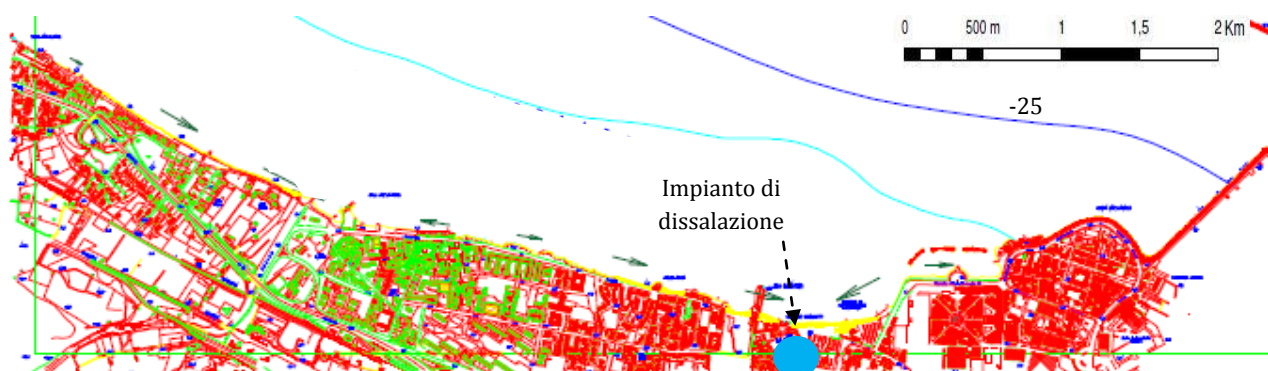


Figura 8.1.6 – Correnti long-shore da Nord. Le onde energeticamente equivalenti rappresentate hanno altezza significativa H_s pari a 1,26 m e periodo T_s di 5,00 s (Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005). L'area circolare azzurra individua il sito dove verrà ubicato l'impianto di dissalazione.

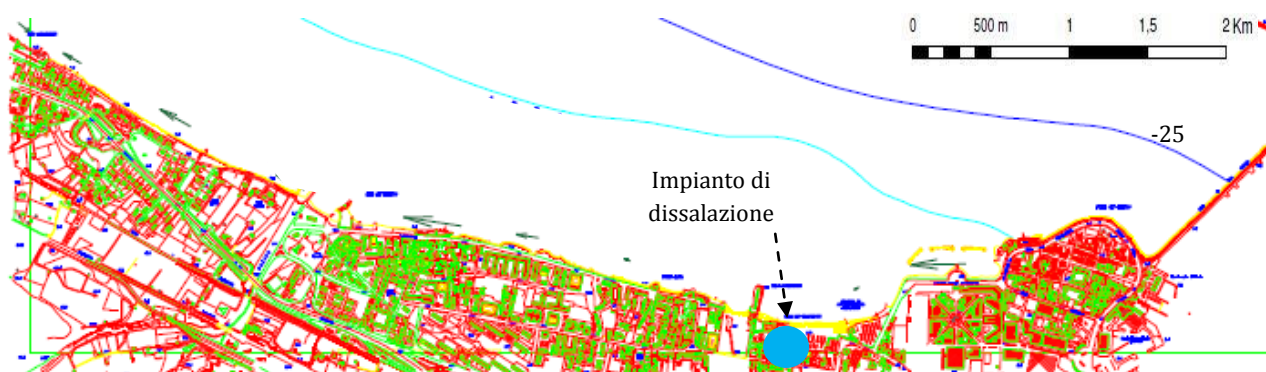


Figura 8.1.7 – Correnti long-shore da Est-NordEst. Le onde energeticamente equivalenti rappresentate hanno altezza significativa H_s pari a 1,22 m e periodo T_s di 5,20 s (Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005). L'area circolare azzurra individua il sito dove verrà ubicato l'impianto di dissalazione.

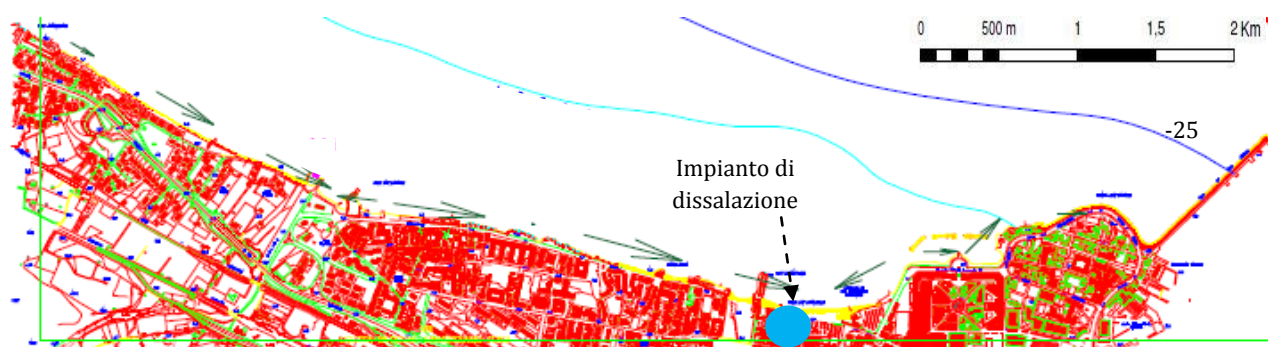


Figura 8.1.8 – Correnti long-shore da Nord-NordOvest. Le onde energeticamente equivalenti rappresentate hanno altezza significativa H_s pari a 1,17 m e periodo T_s di 4,84 s (Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005). L'area circolare azzurro individua il sito dove verrà ubicato l'impianto di dissalazione.

Dall'analisi effettuata si evince che il flusso s'intensifica nelle zone tra la condotta del depuratore Bari Occidentale e il Lido S. Cataldo, mentre l'onda caratteristica del paraggio (di altezza pari a 1,08 m, periodo 4,74 s e 14° come direzione di provenienza) presenta basse frequenze di apparizione delle mareggiate con conseguente modesto contributo ai fenomeni di trasporto (Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005). Per quanto riguarda lo studio delle correnti su ampia scala, la zona in esame si colloca in corrispondenza del basso Adriatico, dove le profondità raggiungono i 1.200 m con isobate di forma pressoché circolare.

Sul lungo periodo la circolazione in questa parte dell'Adriatico è influenzata dai flussi provenienti dal Mediterraneo attraverso lo stretto d'Otranto, piuttosto che dagli scambi di calore tra aria ed acqua o dall'apporto dei fiumi.

Inoltre le indagini sono state effettuate considerando che le perturbazioni meteorologiche, presenti a tali latitudini, provocano venti riconducibili alla bora e allo scirocco¹⁶. Di seguito viene mostrata la circolazione che s'istaura all'interno dell'Adriatico quando agiscono la forzante di vento NO ed i gradienti termoalini¹⁷, che rappresentano le condizioni più frequenti e realistiche.

In superficie si evidenziano correnti discendenti. In particolare, lungo la costa italiana, i vettori sono diretti verso sud e si presentano paralleli alla costa stessa. Nell'Adriatico centrale le correnti hanno un andamento tortuoso ed irregolare, circostanza che si verifica anche nella parte meridionale dove i vettori d'intensità risultano molto variabili. In corrispondenza di profondità elevate (1.200 m) si nota inoltre la formazione di un vortice anticiclonico, il flusso diretto verso la costa salentina si muove poi verso sud all'altezza dello stretto d'Otranto.

Per quanto concerne le correnti in prossimità del fondale, nell'Adriatico del nord e nella parte centrale, si rilevano meccanismi di circolazione ascendenti, mentre in corrispondenza delle coste, dove le velocità sono più basse, permangono flussi discendenti. All'altezza del Gargano

¹⁶ La bora è un vento freddo e secco da Nord-Est, che produce flussi di galleggiamento attraverso le perdite di calore e l'evaporazione, con velocità in alcuni casi anche di 15 m/s; lo scirocco invece da Sud-Est porta con sé aria calda e umida, con velocità tipiche dell'ordine dei 10 m/s, provocando un innalzamento del livello medio del mare nel Nord Adriatico.

¹⁷ La circolazione termoalina è causata dalla variazione di densità delle masse d'acqua, a sua volta dipendente dalla temperatura e dalla salinità.

vi è un flusso in risalita che da luogo ad un vortice ciclonico, alimentato anche dalla corrente costiera diretta a sud. Un altro vortice anticiclonico si stabilisce invece nella fossa dell'Adriatico dove le profondità raggiungono i 1.200 m.

L'andamento delle correnti lungo i fondali viene riportato in Figura 8.1.9. Tali correnti assumono un ruolo fondamentale nella valutazione dell'impatto del concentrato salino scaricato, in quanto esso, a causa del gradiente di densità, tende a scorrere lungo il fondale.

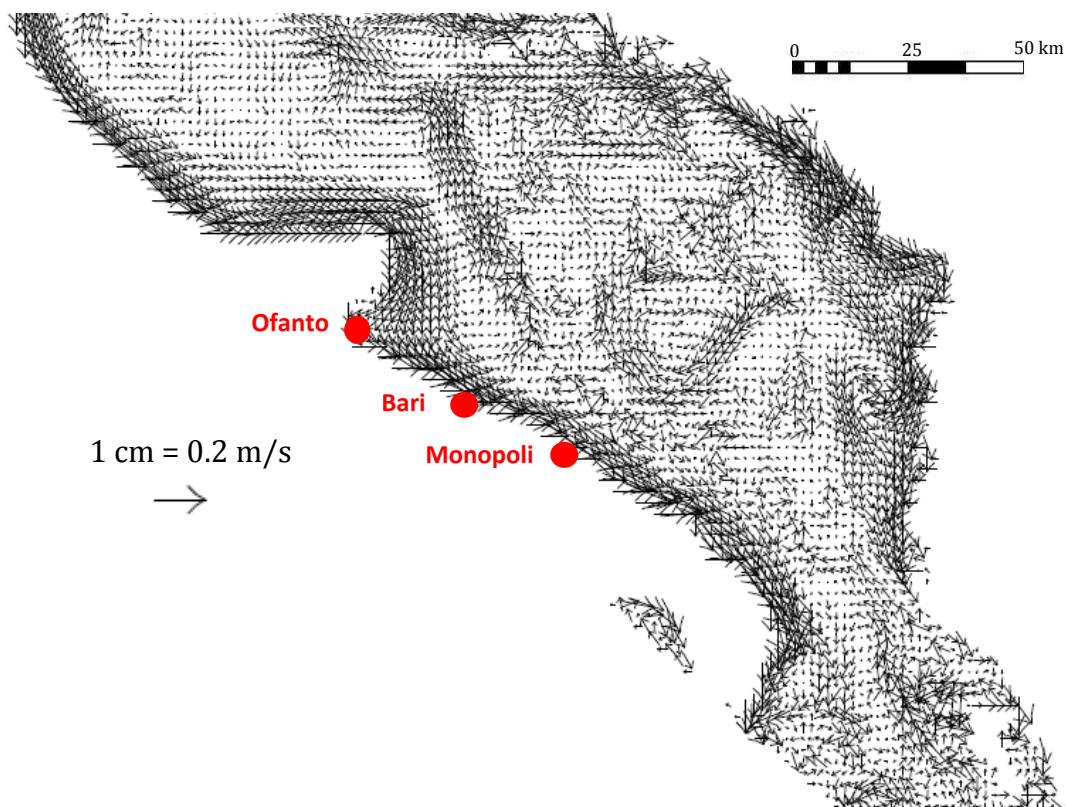


Figura 8.1.9 – Andamento delle correnti lungo il fondale: la loro direzione è ricavabile dalle frecce rappresentate, mentre la loro intensità è data dalla lunghezza delle frecce stesse. Nello specifico viene individuata la zona d'indagine (Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, 2005).

8.2. SOLUZIONI PROGETTUALI VOLTE ALLA RIDUZIONE DEGLI IMPATTI CAUSATI DAL CONCENTRATO SALINO

Nella progettazione della condotta di scarico non bisogna dimenticare che le zone costiere, le baie e gli estuari sono ricchi di organismi quali plancton, fitoplancton, larve e uova di differenti specie marine. Tali organismi vivono nel medesimo ecosistema e le loro vite sono strettamente intercorrelate: la distruzione o il deterioramento anche di una sola popolazione può determinare considerevoli ripercussioni sull'intera fauna marina dell'area.

In questa prospettiva risulta quindi importante valutare tutti i potenziali impatti derivanti dallo scarico a mare del concentrato salino proveniente dal dissalatore. Di seguito in Tabella 8.2.1 vengono riportate le caratteristiche dell'effluente in uscita dall'impianto simulato di Bari.

Tabella 8.2.1 – Caratteristiche del concentrato salino in uscita dal dissalatore simulato di Bari, considerando lo scenario di temperatura peggiore, ovvero quello estivo.

Parametro	Valore	Unità di misura
Portata	1,02	m ³ /s
Temperatura (scenario estivo)	27	°C
Salinità	64,26	g/L
Densità	1046,79	kg/m ³
Viscosità cinetica	1,10 · 10 ⁻⁶	m ² /s

È ormai noto da diversi anni che lo scarico di concentrato, poiché costituisce uno strato ipersalino che si porta verso il fondale a causa della maggiore densità, può potenzialmente danneggiare in modo considerevole il biota marino locale. Le variazioni di salinità influenzano infatti l'attività riproduttiva delle specie marine e di conseguenza condizionano anche la loro velocità di crescita e sviluppo; inoltre l'incremento di concentrazione salina provoca l'arresto improvviso degli stadi larvali, che rappresentano periodi di transizione cruciali per la vita degli organismi.

Sia la fauna sia la flora marine si adattano ai cambiamenti stagionali di salinità, ma spesso non riescono a sopravvivere alla repentina alterazione generata dallo scarico di concentrato; esso, collocandosi sul fondale, danneggia perlopiù organismi bentonici, pelagici e planctonici (*M. Ahmed, R. Anwar, 2012*).

Per quanto i processi ad osmosi inversa non siano fortemente impattanti rispetto ai parametri di alcalinità, ossigeno disciolto e temperatura, il loro effetto relativo all'incremento di salinità non può essere trascurato. È stato inoltre dimostrato che l'eccesso di concentrazione salina è inversamente proporzionale alla distanza dallo scarico.

È quindi necessario scegliere con particolare attenzione la soluzione di smaltimento tecnico-ingegneristica più idonea, in funzione delle caratteristiche ambientali dell'area in esame.

Nella maggior parte dei casi si ritiene opportuno isolare dalla salamoia gli agenti chimici provenienti da lavaggi e controlavaggi sia delle membrane di ultrafiltrazione sia di quelle dell'unità a osmosi inversa. Tali chemicals subiranno un trattamento specifico prima di essere scaricati a mare, come descritto nel capitolo 7.3.1, mentre per lo smaltimento del concentrato

salino sono disponibili diverse tecniche. Quest'ultime vengono riportate in Tabella 8.2.2 suddivise per scenario di progetto.

Tabella 8.2.1 – Elenco delle soluzioni tecniche possibili in riferimento ai diversi scenari di progetto esistenti. Nello specifico il dissalatore simulato di Bari rientra nella categoria degli impianti di grandi dimensioni e si colloca in un'area caratterizzata da clima mediterraneo.

Scenari di progetto		Strutture prossime	Soluzioni tecniche possibili
Dimensione impianto	Clima		
Grande	Mediterraneo	-	Lunghe condotte lontane dalla costa
		Centrale elettrica/depuratore	Sfruttamento di condotte di centrali elettriche o depuratori
		Salina	Post-produzione di sale sfruttando la salamoia
		Acquiferi idraulicamente confinati	Pozzi di iniezione profonda
Piccolo	Arido/desertico	Aree non urbanizzate	Land application
		-	Stagni di evaporazione

Il dissalatore simulato di Bari rientra nella categoria dei grandi impianti e si colloca in un'area caratterizzata da clima mediterraneo. Nel raggio di 1,5 km dal sito dove verrà allocato l'impianto si trova un depuratore, nello specifico quello di Bari Occidentale. Non sono invece presenti né centrali elettriche, né saline, né acquiferi idraulicamente confinati, tali da permettere la costruzione di pozzi di iniezione profondi.

Di conseguenza si analizzano le alternative di progetto idonee allo scenario oggetto di studio.

Scarico a mare attraverso lunghe condotte lontano dalla costa

Lo scarico di salamoia tramite condotte lontane dal litorale rappresenta la soluzione più semplice e meno costosa.

La convenienza di applicazione di tale soluzione aumenta al diminuire sia della portata di concentrato prodotto sia della sua salinità; infatti la compatibilità della salamoia con il corpo idrico recettore rappresenta il problema maggiore per questo tipo di opzione. Tale situazione è regolata in ogni nazione da diverse leggi in cui vengono esplicitati gli standard qualitativi delle acque marine e la politica riguardante la Mixing Zone¹⁸. Occorre inoltre verificare la presenza di eventuali specie marine poste sotto tutela da particolari direttive ambientali.

La dispersione del concentrato salino può essere migliorata grazie alla progettazione di condotte con diffusori.

Miscelazione degli effluenti prodotti da depuratori e dissalatori

Questa opzione tecnica prevede la miscelazione tra la salamoia, caratterizzata da alto peso specifico a causa dell'elevata salinità, e il flusso di scarico a bassa densità proveniente da un

¹⁸ Confine amministrativo che delimita il volume o l'area del corpo idrico recettore dove avviene la diluizione iniziale dello scarico fino al raggiungimento degli standard di qualità. A livello pratico la collocazione della Mixing Zone dipende dalle caratteristiche idrodinamiche dell'area in esame.

impianto di depurazione. In questo modo da un lato si favorisce la rapida diluizione del concentrato salino, riducendone la tendenza ad adagiarsi sul fondale, dall'altro si minimizza il potenziale impatto delle sostanze reflue scaricate dal depuratore, grazie al valore negativo e quindi discendente della forza di galleggiamento della salamoia.

Il rilevamento di elevate percentuali di azoto nelle vicinanze della condotta del dissalatore è testimonianza dell'interazione tra i due scarichi; in aggiunta studi specifici hanno dimostrato che tale interazione è favorevole ad entrambe le tipologie di scarico e dunque questa soluzione risulta ottimale anche dal punto di vista ambientale.

Occorre però controllare l'eventuale aumento di sostanze tossiche e di sedimenti rilasciati dalla combinazione dei due scarichi; di conseguenza è necessario verificare il non superamento dei limiti di scarico in vigore nell'area in esame (M. Svensson, 2005).

Relativamente alle due alternative progettuali considerate per lo smaltimento della salamoia, è possibile adottare delle tecniche che consentano di minimizzare ulteriormente l'impatto del concentrato salino sul corpo idrico recettore.

In primo luogo, considerando l'ipotesi di scarico tramite condotta, i criteri standard prevedono un'inclinazione in direzione superficiale della sezione terminale della condotta pari a circa 60°. Recenti studi modellistici hanno però provato che un'angolazione di 30°-45° consente di ottimizzare la miscelazione e la diffusione del concentrato salino, in particolare in aree costiere caratterizzate da una batimetria con pendenza moderata, minimizzando l'estensione spaziale e l'intensità del getto di salamoia (T. Bleninger et al., 2009).

Nuovi possibili miglioramenti considerano inoltre l'integrazione della produzione di sale all'interno del dissalatore stesso. Attualmente gli sviluppi più significativi in questa direzione consistono nell'utilizzo combinato di diversi tipi di membrane, in modo da ridurre sia i consumi energetici sia il concentrato salino di scarto.

A tal proposito, oltre all'impiego di membrane per la fase di pretrattamento, si può considerare l'introduzione della distillazione (Membrane Distillation, MD) e della cristallizzazione (Membrane Crystallization, MCr) a membrana.

La forza motrice del processo MD è la differenza di pressione parziale esistente tra le due facce di una membrana porosa e idrofobica, determinata a sua volta da un gradiente termico tra i due lati della membrana stessa, che consente di ottenere acqua potabile anche a partire da soluzioni acquose altamente concentrate.

Il carattere idrofobico della membrana fa sì che il passaggio del liquido attraverso i pori della stessa venga ostacolato dalla tensione superficiale, per cui la membrana è attraversata prevalentemente da vapore acqueo, mentre i sali disciolti nel liquido rimangono nel retentato. Dato che tale tecnologia opera basandosi sul principio di equilibrio dinamico liquido-vapore, teoricamente viene rimosso il 100% di ioni, macromolecole, particelle colloidali e di altre componenti non volatili.

A differenza della maggior parte degli altri processi a membrana, la distillazione non è isoterma. Essa richiede infatti che venga fornita energia termica all'alimentazione, in modo che l'acqua possa attraversare i pori della membrana sotto forma di vapore. Grazie alle temperature di esercizio relativamente basse (fino a 60÷90 °C), l'energia termica necessaria

può essere fornita da un pannello solare termico oppure da una rete di recupero di calore di scarto di una centrale termoelettrica.

Il sistema MCr è stato descritto in studi recenti (F. Macedonio et al., 2007) come promettente sviluppo del concetto MD. Esso rappresenta un processo innovativo che consente un quasi totale recupero dell'acqua dissalata in combinazione con la produzione di sale solido. Tale tecnologia sfrutta il trasferimento di massa per evaporazione di un solvente volatile attraverso i micropori di una membrana idrofobica; in questo modo, grazie al superamento del limite di saturazione della soluzione considerata, si genera un ambiente dove i cristalli possono crescere formando dei nuclei.

I sistemi MD e MCr vengono integrati nel processo di dissalazione con i seguenti scopi:

- Aumentare il fattore di recupero α globale dell'impianto;
- Recuperare i cristalli naturali presenti nel flusso di scarico;
- Ridurre i problemi di smaltimento della salamoia.

8.3 VERIFICA DEL SITO IDONEO PER LO SCARICO A MARE

In questo paragrafo ci si pone l'obiettivo di analizzare i potenziali effetti del rilascio del concentrato salino proveniente dall'impianto simulato di Bari in mare e viene inoltre definito il sito più idoneo per tale scarico in relazione alle componenti ambientali coinvolte.

Il processo di diluizione della salamoia è la combinazione di due processi fisici: inizialmente si determina la diluizione primaria del getto, che dipende dalla differenza di densità tra la salamoia e l'acqua di mare e quindi anche dal flusso di galleggiamento, dalla quantità di moto del getto, nonché da parametri quali il diametro dello scarico e la profondità del fondale. In più l'uso di diffusori adeguatamente direzionati rispetto al fondo migliora il livello di miscelazione perché favorisce l'incremento della pressione della soluzione immessa e del volume di acqua di mare a contatto con la salamoia. Questo primo tipo di diluizione caratterizza il cosiddetto "campo vicino" (near field).

A valle, nella zona denominata "campo lontano" (far field), si sviluppa invece una diluizione naturale turbolenta, generata perlopiù da processi di diffusione determinati da fattori esogeni ambientali. Nello specifico le caratteristiche e la direzione del flusso di soluzione dipendono prevalentemente dalle maree e dalle correnti su ampia scala, dall'intensità del vento, dalla forza di Coriolis e dai gradienti di pressione e di densità. Nel campo lontano la miscelazione verticale in corpi idrici stratificati è fortemente attenuata dal galleggiamento; di conseguenza la diluizione è dovuta a processi di miscelazione orizzontale causati da correnti turbolente.

Per stabilire la collocazione ottimale della condotta di scarico occorre valutare la convenienza e la fattibilità delle diverse tecniche disponibili. La scelta dipende sempre dalle particolari condizioni dell'area ed è necessario tenere in considerazione aspetti ambientali, ingegneristici ed economici sitospecifici.

Per poter studiare una realtà complessa come quella degli ecosistemi acquatici, disturbati dalla presenza di strutture antropiche come gli stessi scarichi di concentrato salino provenienti da impianti di dissalazione, è necessario disporre di modelli matematici che descrivano la circolazione delle acque nel sistema in esame insieme ai fenomeni chimico-

fisico-biologici che regolano l'attività all'interno di essi. Infatti la conoscenza della circolazione oceanica e costiera è fondamentale per la comprensione degli svariati processi ad essa strettamente correlati, tra cui quelli di diffusione e avvezione di inquinanti.

Inoltre occorre raccogliere dati e informazioni relativamente alle specie marine presenti nell'area interessata dallo scarico, con l'obiettivo di prevedere e interpretare i fenomeni legati all'attività dell'ecosistema e limitarne gli effetti attraverso opportune politiche di controllo.

I vincoli ambientali

Per quanto riguarda i vincoli ambientali è possibile far riferimento al progetto "Inventario e Cartografia delle Praterie di Posidonia nei Compartimenti Marittimi di Manfredonia, Molfetta, Bari, Brindisi, Gallipoli e Taranto", redatto nell'ambito del POR Puglia 2000-2006.

È infatti noto che la provincia di Bari, nel contesto dell'area d'interesse, si trova in prossimità del Sito d'Importanza Comunitaria IT9120009 "Posidonieto San Vito - Barletta", il cui habitat naturale, caratterizzato da posidonia oceanica, potrebbe essere oggetto di perturbazione a causa dell'intervento progettuale in esame.

Nel 1997, mediante il D.P.R. 08.09.1997 n. 357 "Regolamento recante attuazione della Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche", lo Stato Italiano ha recepito la Direttiva "Habitat": tale atti, pur tenendo conto delle esigenze economico-sociali, culturali nonché delle particolarità regionali e locali, hanno quindi fissato procedure di controllo degli interventi antropici al fine di assicurare il mantenimento o il ripristino, in uno stato di conservazione soddisfacente, degli habitat naturali e delle specie di fauna e flora selvatiche di interesse comunitario.

Di conseguenza risulta fondamentale rendere nullo o comunque minimizzare l'impatto dato dalla costruzione della condotta di scarico a mare sulla prateria di Posidonia.

Lo sviluppo del progetto "Inventario e Cartografia delle Praterie di Posidonia nei Compartimenti Marittimi di Manfredonia, Molfetta, Bari, Brindisi, Gallipoli e Taranto", presentato e realizzato dal Consorzio per la Ricerca Applicata e l'Innovazione Tecnologica nelle Scienze del Mare (CRISMA) tra il 2000 e il 2006, ha consentito l'individuazione precisa della localizzazione del posidonieto d'interesse.

Nello specifico, il tratto di prateria indagato appartiene al posidonieto localizzato nel Mar Adriatico sui fondali prospicienti l'area costiera compresa tra la località S. Vito (Comune di Polignano a Mare) ed il molo foraneo, a sud del Porto di Bari. Essa risulta parallela alla linea di costa e si distribuisce "a mosaico" a partire dalla batimetrica a profondità -8,5 m e sino a quella dei -10 m, mostrando un'ampiezza in direzione costa-largo di circa 200 m.

Sottocosta, a partire dalla profondità dei 6-7 m, è stata osservata una fascia a matite morta molto erosa ed assottigliata, ricolonizzata da un ricco popolamento algale, a tratti alternata ad affioramenti rocciosi o a radure sabbiose.

Lo studio di cui ci si è avvalsi (CRISMA, 2006) ha registrato per il posidonieto indagato valori sostanzialmente accettabili relativi ai parametri biologici (fenologia, produzione, riproduzione sessuata) analizzati, ma rileva un generale status di conservazione e di distribuzione alquanto penalizzato. Si asserisce inoltre che eventuali misure tese a migliorare le condizioni di torbidità delle acque, nonché a diminuire il carico trofico dell'area di mare, potrebbero a lungo termine produrre effetti benefici su questa fascia di posidonieto.

Di seguito vengono riportati due grafici riassuntivi delle indagini condotte per l'elaborazione del progetto "Inventario e Cartografia delle Praterie di Posidonia nei Compartimenti Marittimi di Manfredonia, Molfetta, Bari, Brindisi, Gallipoli e Taranto": in particolare dalla Figura 8.3.1 è possibile leggere i valori di ricoprimento percentuale medio dovuto alla componente epifita animale e vegetale nelle due fasce batimetriche di limite indagate per la prateria di Bari.

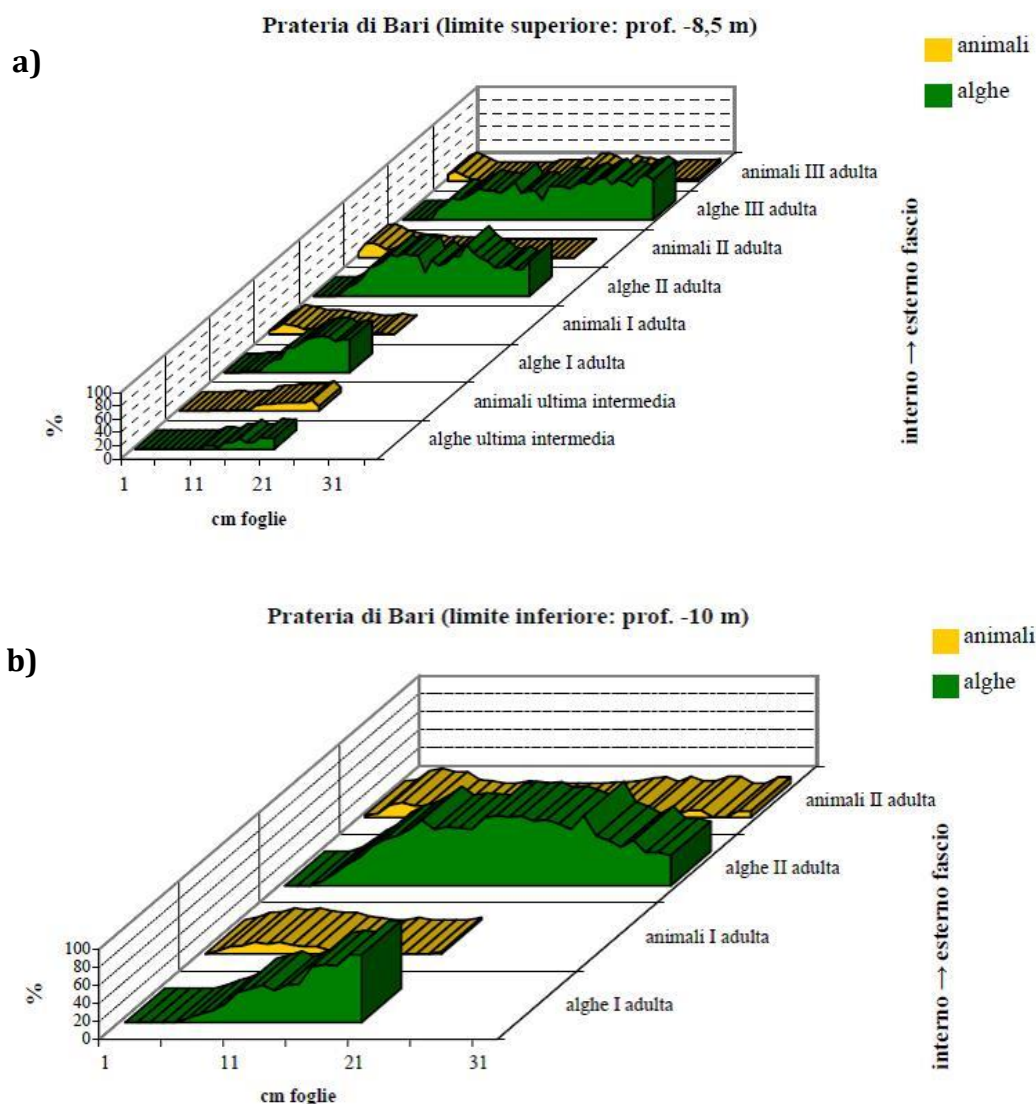


Figura 8.3.1 – Ricoprimento percentuale medio dovuto alla componente epifita animale e vegetale, sulle foglie omologhe dei fasci prelevati nelle due fasce batimetriche di limite indagate per la prateria di Bari (CRISMA, 2006). Limite superiore (a) e limite inferiore (b).

Nota l'estensione e le corrispondenti profondità di inizio e fine della fascia di Posidonia, si sceglie di posizionare lo scarico della condotta oltre la prateria, ad una distanza tale da minimizzare i potenziali impatti del flusso di salamoia sulla specie da tutelare. Mediante la carta batimetrica dell'area (Fig. 8.1.3) si sa che alla profondità di 10 m (coincidente al confine della Posidonia a largo) corrisponde una distanza dalla costa lungo il fondale di 937,62 m. Si impone quindi che la lunghezza della tubazione superi necessariamente tale distanza.

Il dimensionamento della condotta

Una volta note le caratteristiche dell'effluente e del corpo idrico recettore, è ragionevole valutare l'impatto dello scarico a mare di concentrato mediante un metodo speditivo di prima approssimazione. Questo genere di tecniche presuppone forti generalizzazioni e schematizzazioni; ciononostante non si deve sottostimare l'importanza di tali indagini, in particolare in fase di pianificazione: esse infatti permettono di individuare il punto di partenza per i successivi studi di impatto ambientale e di analisi modellistica di processo. L'analisi in questione consente di determinare, una volta inseriti i dati di input richiesti, un intervallo di lunghezze accettabili per la tubazione di scarico, individuando anche la corrispondente profondità del fondale..

Nel capitolo 8.3.1. viene quindi descritto il Brine Discharge Calculator, sviluppato da Gerhard Jirka. Successivamente, nel capitolo 8.3.2., verrà invece approfondito l'impiego del software CORMIX, programma utilizzato per effettuare una disamina più realistica a partire dal range di risultati ottenuti tramite il Brine Discharge Calculator. Attraverso tale programma è possibile stimare la concentrazione salina lungo l'asse centrale del pennacchio nel campo vicino, in quello lontano e al raggiungimento di uno standard di qualità dell'acqua inserito come input; sulla base dei risultati ottenuti si possono modificare i parametri progettuali, tra cui la lunghezza della condotta, in modo da ottimizzare il processo di diluizione.

8.3.1. BRINE DISCHARGE CALCULATOR

Il metodo Brine Discharge Calculator (BDC) consente di determinare, una volta inseriti i dati di input relativi alla batimetria dell'area d'interesse e ad alcune caratteristiche del corpo idrico recettore e del flusso di scarico, un range di lunghezze accettabili per la condotta, individuando anche la corrispondente profondità del fondale. Si tratta di un dimensionamento speditivo, per quanto nel calcolo si tenga conto anche di variabili progettuali quali la dimensione del diametro della tubazione e l'eventuale presenza di più sbocchi di uscita.

Questo approccio è basato sulla compilazione di un file MS Excel predefinito composto da tre fogli elettronici differenti, rispettivamente focalizzati sulle caratteristiche dell'effluente, dello scarico e del getto.

Esistono due tipologie di file: uno è implementato appositamente per la disamina dello scarico proveniente da dissalatori RO, l'altro concerne l'analisi del flusso in uscita da impianti MSF. Di seguito si espone la procedura di compilazione e di calcolo del file relativo alla tecnologia ad osmosi inversa.

In primo luogo è necessario analizzare ed estrapolare i dati necessari alla caratterizzazione dell'ambiente recettore e dell'effluente proveniente da un dissalatore ad osmosi inversa.

A questo scopo ci si avvale di un metodo empirico di calcolo per stimare la densità e la viscosità. La principale proprietà del concentrato in uscita, da un punto di vista idrodinamico, è infatti la differenza di densità rispetto al corpo idrico ricevente, in quanto è il parametro che più influenza i processi di miscelazione e dispersione. I valori di densità di un fluido dipendono sempre dalla salinità, dalla temperatura e dalla pressione.

Il metodo impiegato per quantificare la densità si avvale delle equazioni di El-Dessouki e Ettouny, risalenti all'anno 2002. Tali espressioni empiriche (8.3.1) sono valide per ambienti idrici caratterizzati da salinità compresa tra 0 e 160 g/L e temperature incluse nel range di 10 - 180 °C, alla pressione di 1 atm.

Si ricordi che le unità di misura sono rispettivamente kg/m³ per la densità ρ , °C per la temperatura T e g/L per la salinità Sal .

$$\rho = (A_1 F_1 + A_2 F_2 + A_3 F_3 + A_4 F_4) \quad (8.3.1)$$

$$F_1 = 0,5 \quad G_1 = 0,5 \quad A_1 = 4,032219 G_1 + 0,115313 G_2 + 3,26 \cdot 10^{-4} G_3$$

$$F_2 = A \quad G_2 = B \quad A_1 = -0,108199 G_1 + 1,571 \cdot 10^{-3} G_2 - 4,23 \cdot 10^{-4} G_3$$

$$F_3 = 2A^2 - 1 \quad G_3 = 2B^2 - 1 \quad A_1 = -0,012247 G_1 + 1,74 \cdot 10^{-3} G_2 - 9 \cdot 10^{-6} G_3$$

$$F_4 = 4A^3 - 3A \quad A_4 = 6,92 \cdot 10^{-4} G_1 - 8,7 \cdot 10^{-5} G_2 - 5,3 \cdot 10^{-5} G_3$$

$$A = \frac{(2T - 200)}{160} \quad B = \frac{(2 Sal - 150)}{150}$$

dove:

- A è un termine dipendente dalla temperatura T [°C];
- B è un termine dipendente dalla salinità Sal [g/L];
- F_i e G_i sono termini ricavabili da espressioni empiriche dipendenti da A e B , e conseguentemente da salinità e temperatura.

L'espressione per il calcolo della viscosità cinematica è di seguito riportata:

$$v = \frac{\mu}{\rho} \quad (8.3.2)$$

$$\mu = \mu_W \cdot \mu_R \cdot 10^{-3}$$

$$\ln(\mu_W) = -3,79418 + \frac{604,129}{139,18+T} \quad \mu_R = 1 + A \cdot Sal + B \cdot Sal^2$$

$$A = 1,474 \cdot 10^{-3} + 1,5 \cdot 10^{-5} T - 3,927 \cdot 10^{-8} T^2$$

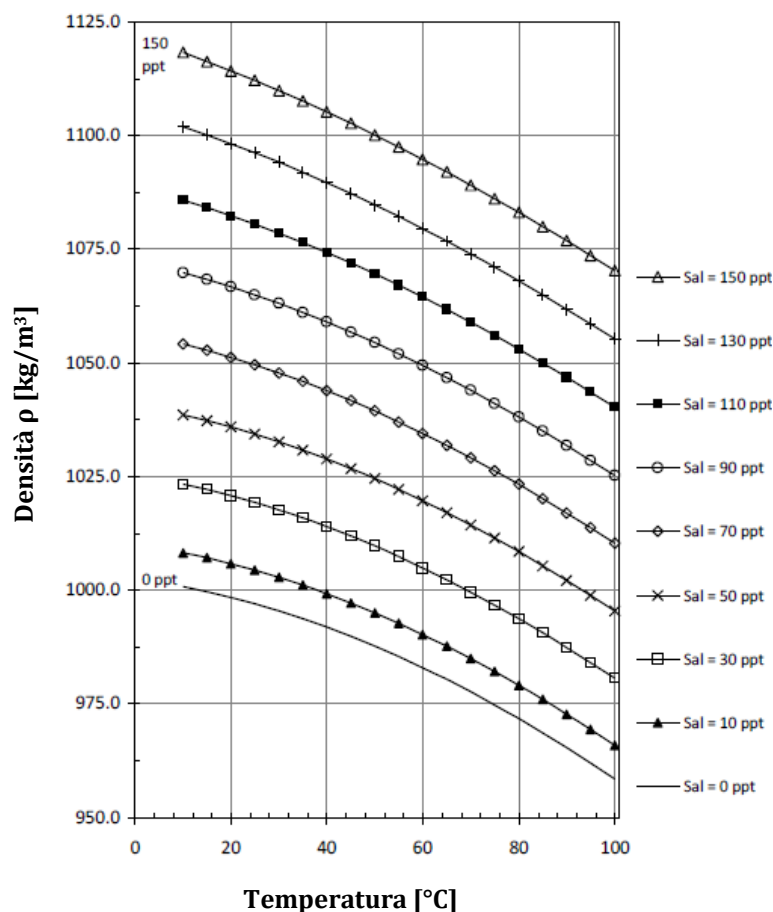
$$B = 1,0734 \cdot 10^{-5} - 8,5 \cdot 10^{-8} T + 2,23 \cdot 10^{-10} T^2$$

dove:

- v = viscosità cinematica [m^2/s];
- μ = viscosità dinamica [kg/ms];
- ρ = densità [kg/m^3];
- μ_W = termine adimensionale empirico dipendente dalla temperatura T [$^{\circ}C$];
- μ_R = termine adimensionale empirico dipendente dalla salinità Sal [g/L];
- A, B = termini determinabili mediante espressioni empiriche in funzione della temperatura T [$^{\circ}C$].

In Figura 8.3.2 sono rappresentati i nomogrammi impiegati per l'individuazione dei valori di densità e di viscosità, una volta note salinità e temperatura.

Densità in funzione di salinità e temperatura



Viscosità cinematica in funzione di salinità e temperatura

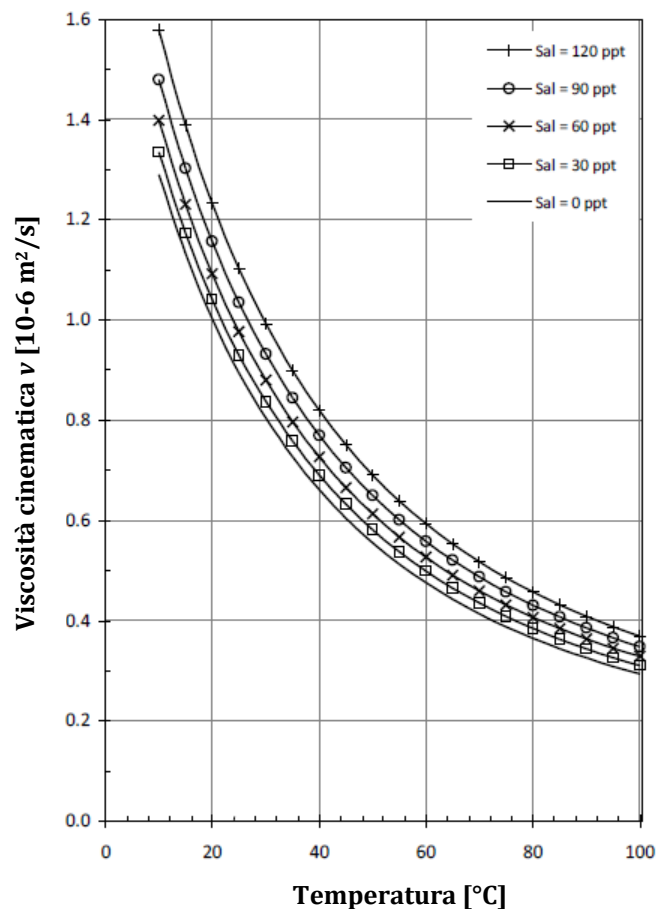


Figura 8.3.2 – Nomogrammi impiegati per l'individuazione dei valori di densità e di viscosità in funzione di salinità e temperatura, basati sulle equazioni di El-Dessouki e Ettouny (espressioni 8.3.1 e 8.3.2). Tali equazioni empiriche sono valide per ambienti idrici caratterizzati da salinità compresa tra 0 e 160 g/L e temperature incluse nel range di 10 – 180 °C, alla pressione di 1 atm.

In letteratura vengono usate diverse formule per il calcolo della densità; nel BDC si è scelto di sfruttare l'equazione di El-Dessouki e Ettouny in quanto copre il più ampio range di valori sia per la salinità sia per la temperatura. Utilizzando espressioni di calcolo differenti i risultati non coincidono esattamente, ma per molte applicazioni tale differenza (in genere nell'ordine di 10^{-3}) può essere considerata trascurabile. Ciononostante è consigliabile effettuare un'analisi di sensitività per riuscire a includere nello studio anche la variabilità naturale e le eventuali imprecisioni relative perlopiù al parametro di densità.

L'implementazione del modello in questione richiede dapprima nove dati in ingresso con l'obiettivo di ricavare le caratteristiche dell'effluente in uscita dal dissalatore considerato. Le caselle di tali dati sono individuabili in quanto caratterizzate dal colore giallo.

In primo luogo l'utente deve definire temperatura e salinità dell'ambiente idrico, che nel contesto in esame corrisponde all'acqua di mare della zona costiera considerata. Una volta inseriti questi parametri, il BDC fornisce automaticamente i corrispondenti valori di densità e viscosità.

Dopodiché occorre inserire come input le caratteristiche del permeato; nello specifico è necessario indicare la portata del flusso di acqua potabile prodotta e il coefficiente di recovery. Noti questi valori, il sistema calcola mediante un semplice bilancio di massa la portata in ingresso all'impianto e il relativo flusso di salamoia.

Per la valutazione delle caratteristiche del concentrato è richiesto all'utente unicamente l'inserimento del valore di temperatura (che per impianti RO risulta uguale o di poco superiore a quello dell'ambiente); in automatico il BDC dà come output la salinità e la densità del flusso di salamoia e garantisce la possibilità di definire la concentrazione di una sostanza addizionale per valutare gli effetti dell'eventuale dosaggio di additivi.

Infine il sistema permette di valutare il caso in cui l'effluente sia miscelato nel punto di scarico ad un altro flusso, proveniente ad esempio da un impianto di trattamento reflui o da una centrale termoelettrica. In questo modo è quindi possibile considerare l'ipotesi di accoppiamento del dissalatore ad un impianto esistente; occorre però conoscere i valori di portata, temperatura e salinità del flusso aggiuntivo.

Una volta inseriti tutti i dati in ingresso, il BDC fornisce come output i parametri d'interesse relativi alla salamoia. In particolare vengono esplicitati la portata, la temperatura, la salinità e la densità del flusso di effluente; inoltre sono calcolate l'accelerazione di galleggiamento (che per lo scarico da impianto RO deve risultare negativa) e la viscosità cinetica.

In Figura 8.3.3 si riporta un primo screenshot del BDC, in cui sono stati immessi i valori riferiti all'impianto simulato di Bari.

Nello specifico sono stati inseriti come dati di input i valori reali di salinità e temperatura dell'ambiente, rispettivamente pari a 38,30 g/L e 20°C, la portata di acqua potabile prodotta (pari a 0,69 m³/s), il corrispondente coefficiente di recovery (che risulta del 40% per approssimazione del modello) e la temperatura del flusso di scarico, assunta uguale a quella della portata in alimento.

Nell'inserimento dei dati all'interno della sezione Blended effluent si dovrebbe far riferimento alla portata di scarico proveniente da una condotta prossima a quella in esame, tale per cui i due flussi possano considerarsi miscelati. Nelle vicinanze dell'impianto di dissalazione in questione è effettivamente presente una condotta di scarico di reflui, scaturiti dal depuratore di Bari Occidentale.

Si esclude però a priori di posizionare la condotta di scarico di salamoia in parallelo rispetto allo scarico esistente in quanto quest'ultimo risulta attualmente fuori norma: la lunghezza della tubazione è infatti di 800 metri, corrispondente alla profondità di 6,85 metri, ed è quindi antecedente alla fascia batimetrica caratterizzata dalla presenza di Posidonia. Di conseguenza vi è un elevato il rischio di impatto sulla prateria di tale specie.

Per questi motivi si sceglie di collocare la condotta di scarico in prossimità dell'impianto stesso e si assumono nulli i dati di input relativi ad un'eventuale portata di reflui limitrofa.

Flowrates & Effluent Characteristics RO

- ambient characteristics (seawater)

ambient temperature	$T_a =$	20,00	°C
ambient salinity	$Sal_a =$	38,30	ppt
ambient density	$\rho_a =$	1027,02	kg/m ³
ambient kin. viscosity	$\nu_a =$	1,05E-06	m ² /s

- fresh water (permeate)

flowrate	$Q_{drink} =$	0,69	m ³ /s
recovery rate	$r =$	40	%
intake flowrate	$Q_{in} =$	1,71	m ³ /s

- brine characteristics (effluent from desalination process)

plant effluent flowrate	$Q_{desal} =$	1,02	m ³ /s
temperature	$T_{desal} =$	20,00	°C
salinity	$Sal_{desal} =$	64,26	ppt
density	$\rho_{desal} =$	1046,79	kg/m ³
substance concentration	$c_{desal} =$	20,00	ppm

- blended effluent - external - (e.g. waste water or others)

flowrate	$Q_{effl,ex} =$	0,00	m ³ /s
temperature	$T_{effl,ex} =$	0,00	°C
salinity	$Sal_{effl,ex} =$	0,00	ppt
density	$\rho_{effl,ex} =$	error	kg/m ³

Final effluent characteristics:

flowrate	$Q_o =$	1,02	m ³ /s
effluent temperature	$T_o =$	20,00	°C
effluent salinity	$Sal_o =$	64,26	ppt
effluent density	$\rho_o =$	1046,79	kg/m ³
buoyant acceleration	$g_o' =$	-0,18885	m/s ²
-> negatively buoyant, ok!			
kin. viscosity	$\nu_o =$	1,10E-06	m ² /s
substance concentration	$c_o =$	20,00	ppm

annotations/limitations:

$T = 10$ to 180°C

$Sal = 0$ to 160 ppt (ppt = g/kg)

allowed ranges for viscosity calculation:

$Sal = 0$ to 130 ppt, $T = 10$ to 180°C (El-Dessouky, Ettouny (2002))

recovery rate:

percentage of intake water converted into permeate; plant characteristic; following Lattemann: $r = 40$ -65%

usually ambient or 1°C above

with $Sal_{drink} = 0$ ppt

e.g. coagulants, anti-scalants,

(has no effect on density or mixing characteristics)

$Sal = 0$ to 160 ppt, $T = 10$ to 180°C

mean average

mean average

$g_o' = g \cdot (|\rho_a - \rho_o|) / \rho_a$

$g_o' < 0$: negatively buoyant, $g_o' > 0$: positively buoyant

allowed ranges for viscosity calculation:

$Sal = 0$ to 130 ppt, $T = 10$ to 180°C (El-Dessouky, Ettouny (2002))

Figura 8.3.3 – Screenshot del primo foglio elettronico del metodo Brine Discharge Calculator. L'utente deve inserire nove dati di input, le cui caselle sono individuabili in quanto caratterizzate dal colore giallo: nello specifico tale foglio è stato compilato inserendo i valori reali di salinità e temperatura dell'ambiente, rispettivamente pari a 38,30 g/L e 20°C , la portata di acqua potabile prodotta (pari a $0,69$ m³/s), il corrispondente coefficiente di recovery (che risulta del 40% per approssimazione del calcolatore) e la temperatura del flusso di scarico, assunta uguale a quella della portata in alimento.

Il BDC consente inoltre di desumere una caratterizzazione dello scarico.

A questo scopo occorre operare una distinzione tra i regimi di flusso utilizzando la cosiddetta scala delle lunghezze. Quest'ultima consente di effettuare una classificazione basandosi sul flusso dominante, nota la presenza di flussi trasversali e di stratificazioni. In particolare sono di interesse i tre seguenti parametri, definibili come la distanza a cui avviene la transizione da

getto a pennacchio L_M [m], la distanza oltre la quale il getto è fortemente deviato da flussi trasversali L_m [m] e quella oltre cui il pennacchio è fortemente deviato da flussi trasversali L_b [m]:

$$L_M = \frac{M_0^{3/4}}{J_0^{1/2}} \quad (8.3.3)$$

$$L_m = \frac{M_0^{1/2}}{u_a} \quad (8.3.4)$$

$$L_b = \frac{J_0}{u_a^3} \quad (8.3.5)$$

dove:

- M_0 = flusso del momento iniziale [m^4/s^2];
- J_0 = flusso di galleggiamento iniziale [m^4/s^3];
- u_a = velocità del flusso in uscita dallo scarico [m/s].

Il BDC determina il flusso del momento iniziale M_0 , il flusso di galleggiamento iniziale J_0 e la lunghezza L_m . Note queste grandezze, il sistema rileva alcuni dati di input inseribili dall'utente, ovvero la pendenza del fondale a largo ϑ_B espressa in gradi, l'angolo di inclinazione della sezione terminale della condotta ϑ_0 e il numero di uscite di scarico n .

Il calcolatore genera quindi automaticamente come risultati il diametro D della condotta di scarico, il numero di Froude Fr_0 e il numero di Reynolds Re_0 . Quando entrambi i numeri sono elevati significa che vi sono buone condizioni di miscelazione e diffusione. È quindi consigliabile che vengano rispettate le condizioni imposte dal BDC, secondo cui si prevede che il valore di Fr_0 sia superiore a 10 e che Re_0 risulti notevolmente maggiore di 4.000.

Infine i valori computati dal sistema vengono sintetizzati nella parte denominata "Caratteristiche finali dello scarico"; si osservi che il valore del parametro D viene rideterminato sulla base delle misure dei diametri commerciali presenti sul mercato.

In Figura 8.3.4 è rappresentata la seconda schermata del BDC; i dati inseriti sono relativi all'impianto di dissalazione oggetto di esame.

In particolare si sono assunti una pendenza uniforme a largo pari a 1° sulla base della batimetria dell'area (Fig. 8.1.3), un'inclinazione dello scarico uguale a 45° secondo le direttive di ottimizzazione suggerite da letteratura (*T. Bleninger et al., 2009*) e uno sbocco singolo.

Discharge Characteristics RO

- ambient characteristics

ambient density	$\rho_a =$	<input type="text" value="1027,02"/>	kg/m ³
buoyant acceleration	$g'_o =$	<input type="text" value="-0,18885"/>	m/s ²
offshore slope	$\theta_B =$	<input type="text" value="1"/>	°

- effluent characteristics

flowrate	$Q_o =$	<input type="text" value="1,02"/>	m ³ /s
discharge density	$\rho_o =$	<input type="text" value="1046,79"/>	kg/m ³
kin. viscosity	$\nu_o =$	<input type="text" value="1,10E-06"/>	m ² /s

- discharge characteristics

Choose a discharge angle (recommended: 45°):

discharge angle	$\theta_o =$	<input type="text" value="45"/>	°
discharge angle as recommended!			
port discharge velocity	$U_o =$	<input type="text" value="5,00"/>	m/s
number of openings	$n =$	<input type="text" value="1"/>	
port diameter	$D =$	<input type="text" value="0,51"/>	m
dens. Froude Number	$Fr_o =$	<input type="text" value="16,12"/>	
Reynolds Number	$Re_o =$	<input type="text" value="2,31E+06"/>	

Checking of characteristic properties:

- Diameter D : in required range, ok!
- Froude Number Fr_o : in required range, ok!
- Reynolds Number Re_o : in required range, ok!

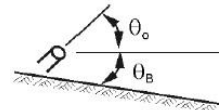
Choose an appropriate port diameter (DN according to ISO standard):

port diameter	$D =$	<input type="text" value="0,50"/>	m
---------------	-------	-----------------------------------	---

Final discharge characteristics:

port diameter	$D =$	<input type="text" value="0,50"/>	m
number of openings	$n =$	<input type="text" value="1"/>	
discharge angle	$\theta_o =$	<input type="text" value="45"/>	°
flowrate (individual)	$Q_{o,ind} =$	<input type="text" value="1,02"/>	m ³ /s
port discharge velocity	$U_o =$	<input type="text" value="5,18"/>	m/s
dens. Froude Number	$Fr_o =$	<input type="text" value="16,87"/>	
Reynolds Number	$Re_o =$	<input type="text" value="2,36E+06"/>	
momentum flux	$M_o =$	<input type="text" value="5,28"/>	m ⁴ /s ²
buoyancy flux	$J_o =$	<input type="text" value="-0,192"/>	m ⁴ /s ³
discharge length scale	$L_Q =$	<input type="text" value="0,44"/>	m
momentum length scale	$L_M =$	<input type="text" value="7,94"/>	m

annotations:



$[0^\circ \leq \theta_o \leq 90^\circ]$ only integer!

recommended: $U_o = 4-6$ m/s

start with one opening!

$$Fr_o = U_o / (g'_o \cdot D)^{1/2} = Q_o / (D^2 \pi / 4) / (g'_o \cdot D)^{1/2}$$

$$Re_o = U_o \cdot D / \nu_o$$

required:

$0.1 \leq D \leq 1.0$

$Fr_o \geq 10$, recommended: $Fr_o = 20-25$

$Re_o > 4000$

$$M_o = U_o \cdot Q_o$$

$$J_o = g'_o \cdot Q_o \quad (<0: \text{negatively buoyant})$$

$$L_Q = (D^2 \cdot \pi / 4)^{1/2} = Q_o / M_o^{1/2}$$

$$L_M = M_o^{3/4} / J_o^{1/2}$$

Figura 8.3.4 – Screenshot del secondo foglio elettronico del metodo Brine Discharge Calculator. L'utente deve inserire tre dati di input, le cui caselle sono individuabili in quanto caratterizzate dal colore giallo o azzurro: nello specifico tale foglio è stato compilato inserendo una pendenza uniforme a largo θ_B pari a 1° sulla base della batimetria dell'area (Fig. 8.1.3), un'inclinazione dello scarico θ_o uguale a 45° secondo le direttive di ottimizzazione suggerite da letteratura e uno sbocco n singolo.

Tramite la terza ed ultima schermata del BDC si riescono a determinare le proprietà del getto; nello specifico è possibile individuare automaticamente la posizione centrale del getto quando raggiunge la massima altezza (in corrispondenza di x_{max} e z_{max}) e al punto di impatto con il fondale: tali grandezze sono utilizzate per determinare la posizione più adeguata per l'allocazione dello scarico.

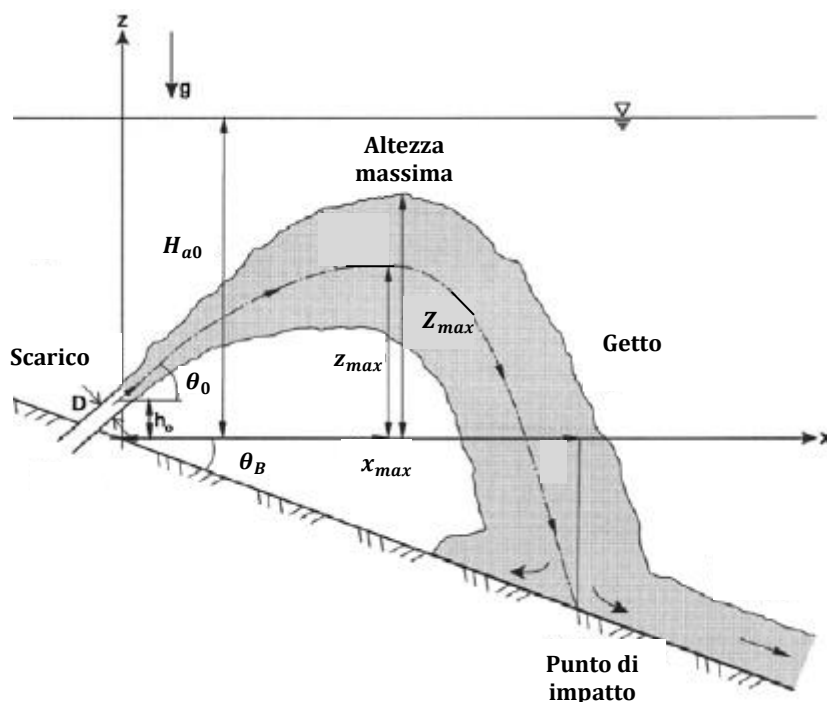


Figura 8.3.5 – Rappresentazione schematica da una prospettiva laterale del flusso di galleggiamento negativo caratteristico dello scarico a mare proveniente da un dissalatore RO nel caso di fondale in pendenza. Con ϑ_B si intende la pendenza batimetrica, con ϑ_0 e D rispettivamente l'inclinazione e il diametro dello scarico, mentre con H_{a0} la profondità del fondale in corrispondenza dello scarico. Le coordinate x, y, z fanno riferimento alla terna destrorsa in cui x è parallela alla direzione della corrente, y corrisponde al prolungamento dell'asse della condotta e z all'altezza dal punto di scarico.

I dati di input richiesti dal sistema riguardano l'altezza della condotta dal fondale h_0 e la cosiddetta pendenza immaginaria a largo ϑ_B^* , per il cui calcolo occorre fare riferimento alla schematizzazione di Figura 8.3.6.

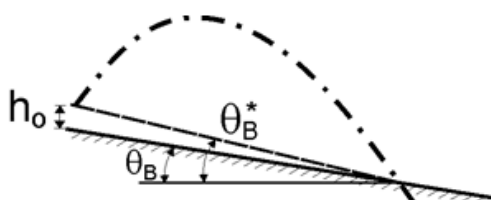


Figura 8.3.6 – Rappresentazione schematica da una prospettiva laterale del fondale per esplicitare come misurare l'altezza della condotta dal fondale h_0 , la pendenza batimetrica reale ϑ_B e quella immaginaria a largo ϑ_B^* .

Nel foglio vengono prima riportati una serie di valori intermedi di calcolo ed infine gli output di maggiore rilievo per lo screening effettuato, ovvero la stima della lunghezza della condotta x e la profondità del fondale H_{a0} in corrispondenza dello scarico. Per tali grandezze il sistema effettua un controllo, validando ed eventualmente suggerendo di modificare il loro valore.

In Figura 8.3.7 è raffigurato lo screenshot della terza schermata del metodo in esame. Nello specifico tale schermata è stata compilata inserendo come altezza della condotta dal fondale e pendenza immaginaria rispettivamente i valori di 1 m e 10°.

Jet Properties RO

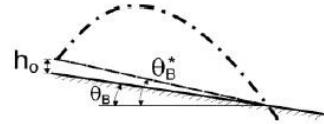
- discharge & ambient characteristics

discharge angle	$\theta_o =$	<input type="text" value="45"/>	°
port height	$h_o =$	<input type="text" value="1,00"/>	m
in required range, ok!			
offshore slope	$\theta_B =$	<input type="text" value="10"/>	°
imaginary offshore slope	$\theta_B^* =$	<input type="text" value="10"/>	°
momentum length scale	$L_M =$	<input type="text" value="7,94"/>	m
dens. Froude Number	$Fr_o =$	<input type="text" value="16,87"/>	

annotations:

$h_o = 0m$ or $h_o = 0.5-1.0m$

due to port height, not yet implemented



- geometric jet properties (for discharge angles that are not a multiple of 15°: linear interpolation!)

Z_{max}/L_M (3%)	<input type="text" value="1,702"/>	} (taken from Fig. 2(a))	$(c/c_{max} = 3\%)$
Z_{max}/L_M (25%)	<input type="text" value="1,511"/>		$(c/c_{max} = 25\%)$
z_{max}/L_M	<input type="text" value="1,183"/>	} (taken from Fig. 4(a))	!port height not considered!
x_{max}/L_M	<input type="text" value="1,606"/>		
z_i/L_M	<input type="text" value="-0,662"/>		
x_i/L_M	<input type="text" value="3,038"/>		
upper jet boundary	Z_{max} (3%)	<input type="text" value="13,52"/>	m
	Z_{max} (25%)	<input type="text" value="12,00"/>	m
maximum jet centerline position	z_{max}	<input type="text" value="9,39"/>	m
	x_{max}	<input type="text" value="12,75"/>	m
jet centerline position at the impingement point	z_i	<input type="text" value="-5,25"/>	m
	x_i	<input type="text" value="24,12"/>	m
offshore location	$x \geq$	<input type="text" value="508,94"/>	m
local water depth	$H_{ao} \geq$	<input type="text" value="9,00"/>	m

$H_{ao} \geq 0.75 \cdot Z_{max}$ (25%)

Choose an appropriate outfall location:

offshore location	$x =$	<input type="text" value="763,0"/>	m
local water depth	$H_{ao} =$	<input type="text" value="13,49"/>	m

in required range,
offshore location ok!

- dilutions & concentration (for bottom slopes that are not a multiple of 10°: linear interpolation!)

minimum centerline dilution at z_{max}	$S_m / Fr_o =$	<input type="text" value="0,29"/>	} Fig. 2(b)
	$S_m =$	<input type="text" value="4,8"/>	
bulk dilution at impingement point	$S_i / Fr_o =$	<input type="text" value="1,42"/>	} Fig. 4(b)
	$S_i =$	<input type="text" value="24,0"/>	
substance concentration at the centerline of			
max. level of rise (z_{max})	$c_m =$	<input type="text" value="4,14"/>	ppm
impingement point (z_i)	$c_i =$	<input type="text" value="0,83"/>	ppm

$S = c_o / c_c \rightarrow c_c = c_o / S$

Figura 8.3.7 – Screenshot del terzo foglio elettronico del metodo Brine Discharge Calculator. L'utente deve inserire due dati di input: nello specifico tale foglio è stato compilato inserendo come altezza della condotta dal fondale h_o e pendenza immaginaria ϑ_{B^*} rispettivamente i valori di 1 m e 10°.

Il metodo Brine Discharge Calculator risulta rapido ed efficiente, ma rappresenta solo la prima fase dell'intero processo di valutazione degli impatti dello scarico e di progettazione. Il calcolatore esegue infatti uno screening iniziale: si basa su modelli di qualità dell'acqua semplificati e sull'uso di equazioni del primo ordine; la schematizzazione è piuttosto forte ma lo strumento risulta comunque utile per effettuare una stima e una valutazione di prima approssimazione.

I risultati ottenuti possono essere presi in considerazione solo nel caso di ambiente stagnante; in ambienti caratterizzati da correnti più forti si generano traiettorie tridimensionali complesse ed è quindi necessario affiancare a questo studio preliminare altri modelli.

Nel caso in esame si è scelto di sviluppare un'ulteriore analisi quantitativa e grafica mediante il software CORMIX.

8.3.2. CORMIX: SIMULAZIONE DEL TRASPORTO DELLA SALAMOIA

Il software CORMIX (Cornell Mixing Zone Expert System) rappresenta una valida alternativa al Brine Discharge Calculator descritto nel paragrafo precedente.

Si tratta di un modello approvato dall'US EPA per l'analisi, la predizione e la progettazione di scarichi in diversi corpi idrici, considerando i processi che avvengono all'interno della Mixing Zone. Tramite tale programma è possibile determinare la concentrazione salina lungo la linea centrale del pennacchio nel campo vicino, in quello lontano e al raggiungimento di uno standard qualitativo prescelto; sulla base dei risultati ottenuti è possibile variare determinati parametri progettuali, tra cui la lunghezza della condotta, in modo da aumentare la diluizione del getto simulato.

Nello specifico il CORMIX è stato progettato per verificare il rispetto dei criteri di qualità delle acque nella cosiddetta Regulatory Mixing Zone, RMZ (Fig. 8.3.8), ovvero la regione del corpo idrico recettore nella quale devono essere rispettati gli standard di qualità vigenti e definiti dalla legislazione statale del paese in questione, in modo da prevenire impatti dannosi sull'ambiente acquatico dovuti all'effluente scaricato. Si è scelto di assumere come raggio della RMZ un valore pari a 300 m, come riportato in altri studi analoghi (T. Bleninger, G. Jirka, 2010).

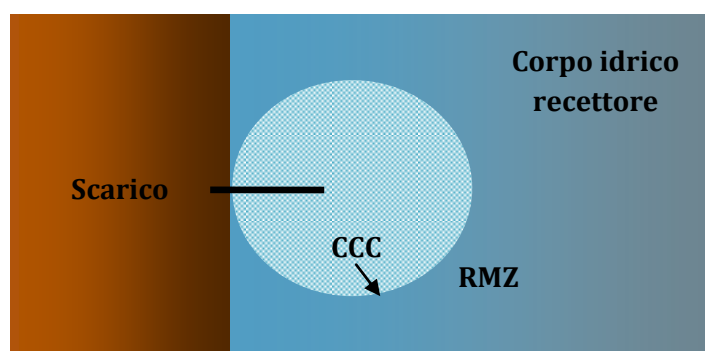


Figura 8.3.8 – Schema relativo alla definizione di Regulatory Mixing Zone, RMZ. I criteri di qualità definiti dalla legislazione statale del paese in questione, espressi sotto forma di Continuous Concentration Criteria (CCC), devono essere soddisfatti al confine della RMZ in modo da prevenire impatti dannosi sull'ambiente acquatico dovuti all'effluente scaricato. Si è scelto di assumere come raggio della RMZ un valore pari a 300 m, come riportato in altri studi analoghi (T. Bleninger, G. Jirka, 2010).

Nella RMZ si tiene conto della diluizione iniziale dell'effluente di scarico piuttosto che imporre rigorosi requisiti di concentrazione end of pipe; viene quindi presa in considerazione la naturale assimilazione dei reflui da parte dell'ambiente acquatico circostante, consentendo lo scarico purché l'integrità del corpo idrico nel suo complesso non venga compromessa. Ai confini della RMZ devono perciò essere raggiunti i criteri di qualità sotto forma di Continuous Concentration Criteria (CCC): gli standard presi in considerazione nel caso in esame prevedono i limiti del 10%, 5% e 2% di eccesso di salinità e fanno rispettivamente riferimento alla normativa italiana, del sultanato dell'Oman e dell'Australia per la regione di Perth.

Il CORMIX utilizza un sistema di classificazione del flusso basato su scale di lunghezza, in modo da determinare l'interazione tra scarico e ambiente. In particolare le scale di lunghezza considerate sono le stesse utilizzate dal Brine Discharge Calculator.

Lo schema di classificazione è implementato grazie ad una tecnica di intelligenza artificiale (Artificial Intelligence technique, AI) costituita da regole base. Tali regole controllano la consistenza dei dati di input, determinano le scale di lunghezza e i parametri di flusso, ed infine attribuiscono la classe all'effluente simulato.

In totale il CORMIX contiene 80 classi di flusso generali relative a scarichi sommersi a singola uscita o a multi-uscita e a scarichi superficiali. Un esempio relativo ad uno schema di classificazione viene riportato in Figura 8.3.9.

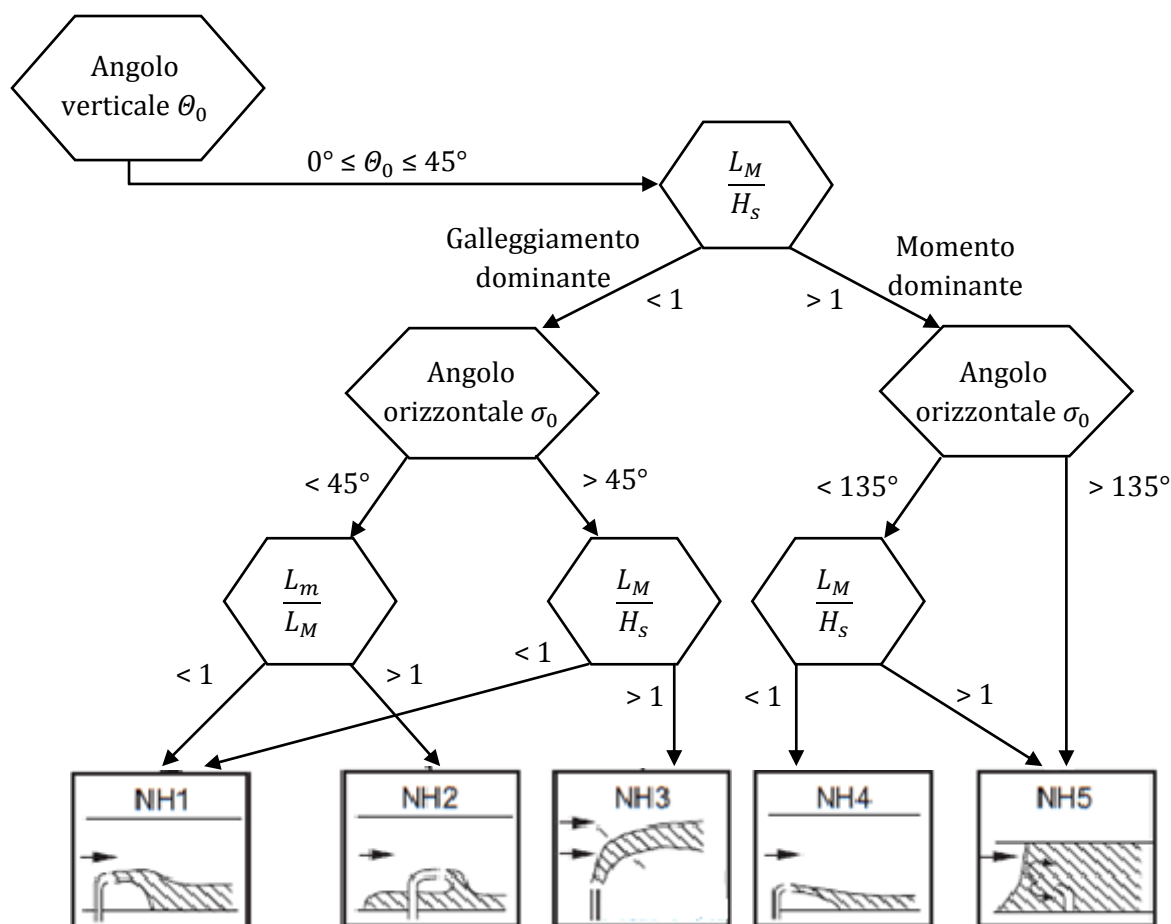


Figura 8.3.9 - Porzione dello schema logico del software CORMIX usato per definire le regole base necessarie per la classificazione del flusso simulato in funzione delle scale di lunghezza. In totale il CORMIX contiene 80 classi di flusso generali relative a scarichi sommersi a singola uscita o a multi-uscita e a scarichi superficiali.

I dati di input necessari al software CORMIX sono raggruppati in sei tabelle:

- Project description;
- Effluent Properties;
- Ambient conditions;
- Discharge conditions;
- Mixing Zone definitions;
- Output control.

La tabella Project description è la prima schermata visualizzata. Essa non richiede l'inserimento di veri e propri dati di input, ma soltanto una descrizione qualitativa del caso di studio, specificandone alcune caratteristiche progettuali.

Al contrario nella Effluent Properties Tab è possibile introdurre il tipo di effluente in esame. Tale operazione è di fondamentale importanza in quanto influenza i dati richiesti nelle schermate successive, necessari per completare la simulazione. Ad esempio, per l'analisi del dissalatore di Bari simulato, viene selezionato uno scarico di concentrato salino, quindi nella tabella relativa alle condizioni ambientali si potrà considerare esclusivamente una sezione non confinata a causa delle assunzioni idrodinamiche del modello. I dati principali da inserire in questa tabella sono la profondità dello scarico, la batimetria, la velocità delle correnti e del vento.

Successivamente vengono richiesti i dati relativi alle condizioni di smaltimento. Nello specifico vi è la possibilità di scegliere tra tre diverse tipologie di scarico:

- Sommerso caratterizzato da una singola uscita;
- Sommerso caratterizzato da più uscite con la presenza di diffusori;
- Superficiale.

Nel caso in esame viene scelta la prima opzione fra quelle appena elencate. Il passo successivo consiste nell'inserimento delle specifiche geometriche della condotta in questione, ovvero:

- La localizzazione dell'argine più vicino considerando un osservatore solidale all'effluente;
- La lunghezza della condotta;
- Il diametro della condotta;
- L'altezza della condotta dal fondale;
- L'angolo verticale di scarico (ϑ), cioè l'angolo tra la linea centrale della condotta e il piano orizzontale (Fig. 8.3.10 a). Tale angolo è generalmente compreso tra 45° e 90° ;
- L'angolo orizzontale di scarico (σ), cioè l'angolo tra la corrente e la linea centrale della condotta in senso antiorario (Fig. 8.3.10 b). Tale angolo può assumere un valore qualsiasi tra 0° e 360° .

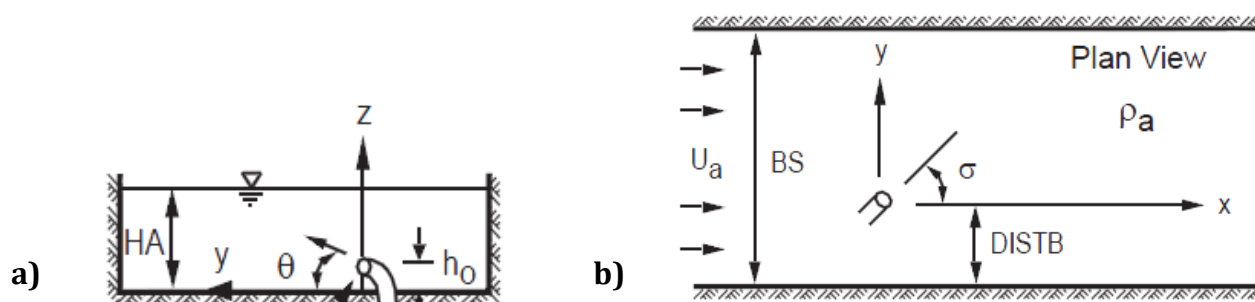


Figura 8.3.10 – Schema rappresentante l'angolo verticale di scarico ϑ , cioè l'angolo tra la linea centrale della condotta e il piano orizzontale, generalmente compreso tra 45° e 90° (a).

Schema rappresentante l'angolo orizzontale di scarico σ , cioè l'angolo tra la corrente e la linea centrale della condotta in senso antiorario; esso può assumere un valore qualsiasi tra 0° e 360° (b).

Una volta terminata la compilazione della tabella relativa allo scarico è necessario definire i confini sia della Regulatory Mixing Zone sia dell'area d'interesse, nonché i passi della griglia di simulazione e gli standard di qualità.

Infine tramite la schermata relativa agli output è possibile selezionare quali risultati visualizzare.

Tutti i dati di input necessari al software CORMIX sono riportati all'interno di una checklist utile per la loro preparazione.

In Figura 8.3.11 viene mostrata la checklist relativa alla condotta di scarico a mare del dissalatore di Bari simulato in riferimento allo scenario batimetrico considerato, mentre in Tabella 8.3.1 gli stessi dati vengono riassunti specificandone la fonte. Nello specifico si contempla lo scenario batimetrico corrispondente alla zona appena a Nord del porto di Bari, dove verrà collocata la condotta di scarico (Fig. 8.3.12). Per effettuare un'analisi più approfondita e realistica rispetto a quella operata dal Brine Discharge Calculator la batimetria non viene più ipotizzata uniforme, ma rappresentata tramite due angoli corrispondenti alla pendenza presente nel campo vicino e lontano.

CORMIX Checklist for Data Preparation – Version v5.0		
PROJECT LEGEND		
Project File Name: Dissalatore Bari		Design Case: Scarico sommerso con una sola uscita
Site Name: Bari		Prepared By: Capella e Giorgetti Date:
EFFLUENT DATA		
<input checked="" type="checkbox"/> Non-Fresh Water Effluent Density	<input type="checkbox"/> Fresh Water Effluent Density	
Density ρ_0 : 1046,79 kg/m ³	<input type="checkbox"/> Temperature T_0 : °C	<input type="checkbox"/> Density ρ_0 : kg/m ³
Discharge Excess Concentration: 67,78 %	<input checked="" type="checkbox"/> Effluent Flowrate Q_0 : 1,02 m ³ /s	<input type="checkbox"/> Effluent Velocity U_0 : m/s
Pollutant Types		
<input checked="" type="checkbox"/> Conservative	<input type="checkbox"/> Non Conservative: /day	
<input checked="" type="checkbox"/> Brine	<input type="checkbox"/> Heated – Heat Loss Coefficient: W/m ² /°C	
<input type="checkbox"/> Sediment: Chunks: % Sand: % Coarse Silt: % Fine Silt: % Clay: %	Total Sediment Concentration: kg/m ³	
AMBIENT GEOMETRY / FLOW FIELD DATA		
Average Depth H_a : m	<input checked="" type="checkbox"/> Unbounded	<input type="checkbox"/> Bounded: Width BS: m
Depth at Discharge H_d : 10,41 m	Appearance: <input type="checkbox"/> Uniform <input type="checkbox"/> Slight Meander <input type="checkbox"/> Highly Irregular	
<input checked="" type="checkbox"/> Steady	<input type="checkbox"/> Unsteady	
<input type="checkbox"/> Ambient Flowrate Q_a : m ³ /s	Period: hr	Max Velocity U_m : m/s
<input checked="" type="checkbox"/> Ambient Velocity U_a : 0,2 m/s	<input type="checkbox"/> At Time: hr Before Slack	<input type="checkbox"/> At Slack – Δ Time: hr
<input type="checkbox"/> Single Slope	<input checked="" type="checkbox"/> Near & Far Slope	
Slope S : %	<input type="checkbox"/> Near Shore Slope S_1 : 0,61°	<input type="checkbox"/> Far Slope S_2 : 0,79°
Near Shore Velocity: m/s	<input type="checkbox"/> Near Shore Velocity U_{a1} : 0,2 m/s	<input type="checkbox"/> Far Shore Velocity U_{a2} : 0,14 m/s
Near Shore Darcy-Weisbach f :	<input type="checkbox"/> Near Shore Darcy-Weisbach f_1 : 0,025	<input type="checkbox"/> Far Shore Darcy-Weisbach f_2 : 0,025
<input type="checkbox"/> Manning's n:	Breakpoint: 931,82 m	
Wind Speed: 3,3 m/s		
AMBIENT DENSITY DATA		
Water Body: <input type="checkbox"/> Fresh Water <input checked="" type="checkbox"/> Non-Fresh Water		
<input checked="" type="checkbox"/> Uniform	Fresh: <input type="checkbox"/> Temperature: °C	<input type="checkbox"/> Density ρ_a : kg/m ³
<input type="checkbox"/> Stratified	Non-Fresh: Density ρ_a : 1027,02 kg/m ³	
<input type="checkbox"/> Type A	<input type="checkbox"/> Type B: Pycnocline Height: m	<input type="checkbox"/> Type C: Pycnocline Height: m
Jump: kg/m ³ /°C		
Density ρ : At Surface ρ_{as} : kg/m ³ /°C		
At Bottom ρ_{ab} : kg/m ³ /°C		
<input type="checkbox"/> Brine & Sediment Only Level 1 Density ρ_1 : kg/m ³ Sub 1: m;		
Level 2 Density ρ_2 : kg/m ³ Sub 2: m		
DISCHARGE GEOMETRY DATA		
CORMIX 1 – Single Port	CORMIX 2 – Multiport	CORMIX 3 – Surface Discharge
Nearest Bank: <input type="checkbox"/> Left <input checked="" type="checkbox"/> Right	Nearest Bank: <input type="checkbox"/> Left <input type="checkbox"/> Right	Discharge Located: <input type="checkbox"/> Left <input type="checkbox"/> Right
Dist. to Nearest Bank: 967,62 m	<input type="checkbox"/> Unidirectional <input type="checkbox"/> Staged <input type="checkbox"/> Altern./ Vert.	Horiz. Angle σ : °
Vert. Angle θ_0 : 45° ; Horiz. Angle σ_0 : 90°	N° of openings:; Diffuser Length: m	Local Depth at Discharge Outlet: m
<input checked="" type="checkbox"/> Port Diameter D_0 : 0,75 m	Dist. to 1 st end-point YB_1 : m	<input type="checkbox"/> Flush <input type="checkbox"/> Co-flowing
<input type="checkbox"/> Port Area A_0 : m ²	Dist. to 2 nd far end-point YB_2 : m	<input type="checkbox"/> Protruding: Distance from Bank: m
Submerged	Port Height h_0 : m; Port Diameter D_0 : m	Discharge Outlet
Port Height above Bottom h_s : 1 m	Contraction Ratio:	<input type="checkbox"/> Channel: Width: m; Depth b_0 : m
Above Surface	Angles (degrees)	<input type="checkbox"/> Pipe: Diameter D_0 : m
Port Height above Surface: m	Vert. Angle θ : °; Horiz. Angle σ : °	Bottom Invert Depth: m
<input type="checkbox"/> Jet-like <input type="checkbox"/> Spray <input type="checkbox"/> Area	Align. Angle γ : °; Relat. Orient. Angle β : °	Local Bottom Slope at Chanel Entry: °
Deflector Plate: <input type="checkbox"/> With or <input type="checkbox"/> Without	Nozzle Direction: <input type="checkbox"/> Same or <input type="checkbox"/> Fanned Out	
MIXING ZONE DATA		
<input checked="" type="checkbox"/> Non-Toxic Effluent	<input type="checkbox"/> Toxic Effluent	
<input checked="" type="checkbox"/> WQ Standard: 10%	<input type="checkbox"/> No WQ Standard	CMC: CCC:
<input checked="" type="checkbox"/> Mixing Zone Specified	<input type="checkbox"/> No Mixing Zone Specified	
<input type="checkbox"/> Trajectory: m	<input checked="" type="checkbox"/> Downstream Distance: 300 m	<input type="checkbox"/> Width: % / m
Region of Interest: 1800 m	Grid Intervals for Display: 20	<input type="checkbox"/> Area: %

Figura 8.3.11 – Checklist specifica per la condotta a mare dell'impianto di dissalazione di Bari simulato in riferimento alla batimetria presente nei pressi del porto di Bari. I dati inseriti sono stati riportati in rosso.

Tabella 8.3.1 – Dati di input al software CORMIX specifici per la condotta a mare dell'impianto di dissalazione di Bari simulato; per ogni dato sono riportati valore, unità di misura e fonte.

Dato	Valore	Unità di misura	Fonte
Densità effluente	1.046,27	kg/m ³	Brine Discharge calculator
Concentrazione di scarico in eccesso ¹⁹	67,78	%	Manuale CORMIX
Portata effluente	1,02	m ³ /s	SIA
Batimetria	0,61 (NF) 0,79 (FF)	gradi gradi	Carta batimetrica (Fig. 8.1.2)
Breakpoint ²⁰	931,82	m	Carta batimetrica (Fig. 8.1.2)
Fattore di attrito di Darcy-Weisbach	0,025	-	Manuale CORMIX
Velocità correnti campo vicino	0,2	m/s	Studio di diffusione
Velocità correnti campo lontano	0,14	m/s	Studio di diffusione
Velocità vento	3,3	m/s	Studio di diffusione
Densità acqua marina	1.027,06	kg/m ³	Brine Discharge calculator
Angolo verticale	45	gradi	M. Ahmed, R. Anwar, 2012
Angolo orizzontale	90	gradi	Manuale CORMIX
Diametro condotta ²¹	0,75	m	Brine Discharge calculator
Altezza condotta dal fondale	1	m	Brine Discharge calculator
Standard di qualità	10	%	D.Lgs 152/2006
Distanza dallo scarico (Mixing Zone)	300	m	T. Bleninger, G. Jirka, 2010
Regione d'interesse	1.800	m	Manuale CORMIX
Passi della griglia	20	-	Manuale CORMIX

¹⁹ La concentrazione di scarico in eccesso esprime la concentrazione salina presente nell'effluente in termini di eccesso rispetto al corpo idrico recettore. Se non si hanno a disposizione dati a riguardo conviene porla pari al 100%. Nel caso in esame è noto che la salinità del concentrato è di 64,26 g/L, di conseguenza l'eccesso rispetto ai 38,3 g/L dell'ambiente circostante è pari a 67,78%.

²⁰ Il breakpoint è il punto in cui avviene il cambiamento di pendenza del fondale.

²¹ Tale diametro comporta una velocità di scarico pari a 2,31 m/s e quindi entro i limiti per la salvaguardia delle popolazioni di pesci e della Posidonia Oceanica presente nel corpo idrico recettore.

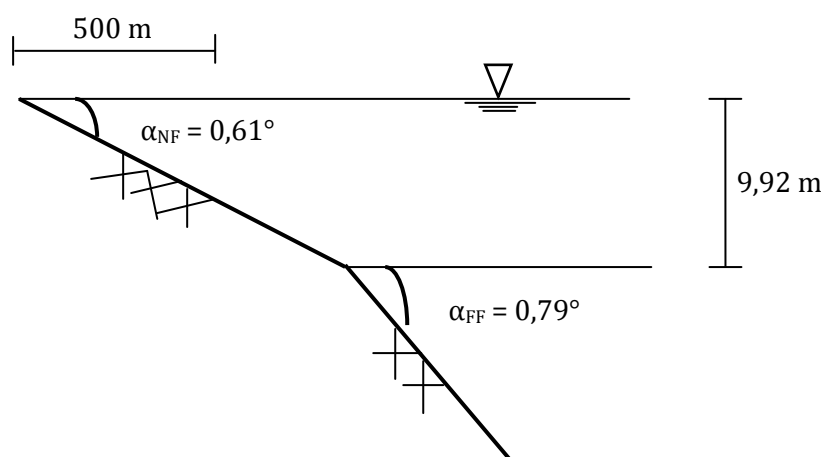


Figura 8.3.12 – Schema della batimetria nei pressi dell'area di interesse: si evidenziano l'angolo che esprime la pendenza del fondale nel campo vicino (α_{NF}) e quello invece rappresentativo del campo lontano (α_{FF}).

Una volta inseriti e validati gli input, per predire la traiettoria e le caratteristiche di diluizione di ogni classe di flusso vengono effettuate delle simulazioni appropriate che si basano su modelli integrali del getto galleggiante, sulla teoria di diffusione ambientale, sulla teoria relativa al flusso stratificato e su semplici analisi dimensionali. Uno strumento di particolare importanza implementato nel CORMIX è il CoreTime, che permette di valutare diverse serie temporali. È quindi possibile considerare le caratteristiche di scarico in un determinato arco di tempo e al variare delle condizioni ambientali.

Il CORMIX risolve inoltre l'equazione di avvezione e diffusione tridimensionale per una costa inclinata, in modo da determinare la concentrazione della salamoia nell'area d'interesse. L'equazione in questione è la seguente:

$$\frac{\delta c}{\delta t} + \mathbf{v} \cdot \Delta c = \Delta \cdot (\mathbf{K} \Delta c) \quad (8.3.6)$$

dove:

- c = concentrazione salina [g/L];
- \mathbf{v} indica il campo di velocità [m/s];
- \mathbf{K} = matrice dei coefficienti di diffusione, che dipendono sia della posizione sia dall'istante temporale [m²/s].

Dopo l'esecuzione di una simulazione idrodinamica, il CORMIX genera diversi file contenenti varie informazioni, fra cui i risultati della simulazione, la classe di appartenenza del flusso simulato con relativa descrizione, i dettagli riguardanti il comportamento del concentrato salino nella Mixing Zone e le caratteristiche del punto in cui vengono raggiunti gli standard di qualità. In aggiunta vengono fornite delle strategie di ottimizzazione per la progettazione della condotta stessa.

La simulazione idrodinamica effettuata dal CORMIX consente di determinare sia nel campo vicino sia nella RMZ i seguenti parametri:

- La concentrazione della salamoia calcolata lungo la linea centrale del pennacchio;
- La diluizione definita come il rapporto tra la concentrazione iniziale allo scarico e la concentrazione in un dato punto;
- La larghezza del getto;
- Il tempo di percorrenza cumulato.

Tali risultati possono essere graficamente visualizzati tramite uno degli strumenti di post-processing messi a disposizione dal CORMIX, ovvero il cosiddetto CorVue.

Questo strumento è in grado di fornire una visualizzazione del pennacchio 3D o 2D in corrispondenza sia del campo vicino sia del campo lontano evidenziando i confini della RMZ.

Vengono inoltre messi a disposizione i grafici relativi all'andamento della diluizione e della concentrazione al variare della distanza dal punto di scarico nella direzione della corrente. Il CorVue verrà quindi utilizzato per rappresentare il concentrato salino in uscita dalla condotta a mare del dissalatore di Bari e per studiarne le proprietà attraverso i suddetti grafici.

Per il caso di studio in questione si è scelto di simulare, tramite il software CORMIX, tre scenari alternativi determinati in funzione del rispetto dei vincoli di seguito elencati:

- La condotta deve oltrepassare la linea dei frangenti; il non superamento di tale linea comporta il ricircolo dell'inquinante verso la costa impedendone la diffusione al largo. Per il calcolo della profondità in corrispondenza della quale l'onda frange viene utilizzata la formula di seguito riportata, in cui l'indice di frangimento adimensionale è assunto pari a 1,5 in quanto la batimetria in esame è caratterizzata da pendenza ridotta:

$$H_f = 1,5 \cdot d_f = 1,9 \text{ m} \quad (8.3.7)$$

dove:

- H_f = profondità al frangimento [m];
- d_f = altezza media dell'onda al frangimento proveniente da Nord-NordOvest calcolata a partire dai dati presenti in Tabella 8.1.2 [m].

Alla profondità H_f corrisponde una distanza dalla costa lungo la linea del fondale pari a 178,5 m. Di conseguenza la lunghezza della condotta dovrà eccedere questo valore;

- La condotta deve essere progettata in modo da rispettare la Direttiva europea "Habitat"; per fare ciò è necessario dimensionarla in modo che superi il Sito d'Importanza Comunitaria IT9120009 "Posidonieto San Vito - Barletta" caratterizzato da Posidonia oceanica, specie vegetale che potrebbe subire dei danni in seguito allo scarico di salamoia. Nel quadro di riferimento ambientale di questo studio si è evidenziato che il confine al largo della fascia di Posidonia si trova ad una profondità di 10 m, che corrisponde ad una distanza dalla costa lungo il fondale di 937,6 m. Di conseguenza la lunghezza della condotta dovrà essere maggiore di tale valore.
- Il dimensionamento della condotta deve essere tale da garantire il raggiungimento degli standard qualitativi nel punto di interazione tra la fascia di Posidonia e il pennacchio di concentrato salino. A tal proposito, in Tabella 8.3.2 vengono riportati gli

standard qualitativi, relativi alla concentrazione salina presente nel corpo idrico recettore, in vigore negli stati dove vi sono i più grandi impianti di dissalazione ad osmosi inversa. In particolare l'Italia non presenta una normativa specifica in questo campo, quindi è stato considerato il limite posto per il rispetto della vita dei molluschi, unico vincolo relativo a tale concentrazione. Di conseguenza in seguito si farà riferimento a tale standard con il termine "pseudolimito".

Tabella 8.3.2 – Normativa di riferimento, in vigore nelle nazioni dove sono presenti grandi impianti di dissalazione ad osmosi inversa, per lo scarico a mare della salamoia. I valori limite sono espressi in funzione della salinità del corpo idrico recettore in termini percentuali, solo in un caso il limite è assoluto.

Nazione Autorità	Anno	WQ Standard	Regione di rispetto (diametro dal punto di scarico)	Fonte
		Limite di salinità		
US EPA	-	$\Delta\text{Sal max} \leq 4 \text{ g/L}$	-	Linee guida US EPA
Oman	2005	$\Delta\text{Sal max} \leq 2 \text{ g/L}$	300 m	Sultanato dell'Oman, MD 159/2005
California, USA	2012	$\text{Sal max} \leq 40 \text{ g/L}$	357 m (1.000 ft)	Regional Water Quality Control Board
Western Australia	-	$\Delta\text{Sal max} < 5\%$	-	Linee guida Western Australia
Oakjee Port, Australia	-	$\Delta\text{Sal max} \leq 1 \text{ g/L}$	-	The Waters of Victoria State Environment Protection Policy
Perth, Australia	2002	$\Delta\text{Sal}_1 \text{ max} < 1,2 \text{ g/L}$ $\Delta\text{Sal}_2 \text{ max} < 0,8 \text{ g/L}$	$d_1 = 50 \text{ m};$ $d_2 = 1.000 \text{ m}$	WEC
Sydney, Australia	2000	$\Delta\text{Sal max} \leq 1 \text{ g/L}$	50 - 75 m	ANZECC
Gold Coast, Australia	2006	$\Delta\text{Sal max} \leq 2 \text{ g/L}$	120 m	GCD Alliance
Okinawa, Giappone	-	$\Delta\text{Sal max} \leq 1 \text{ g/L}$	Mixing zone	Okinawa Bureau for Enterprises
Abu Dhabi, EAU	2008	$\Delta\text{Sal max} < 5\%$	Mixing zone	Kastner
Spagna	2011	$\Delta\text{Sal max} < 5\%$	-	Ministero spagnolo per l'Ambiente
Italia	2006	$\Delta\text{Sal max} < 10\%$	-	D.Lgs 152/2006

Esplicitati i vincoli da rispettare, si evince che quello più costrittivo è dato dalla presenza della fascia di Posidonia, che impone la progettazione di una condotta di lunghezza superiore a 937,6 m. Partendo quindi da questo valore limite sono stati elaborati tre scenari considerando gli standard qualitativi presenti in Italia ($\Delta\text{Sal max} < 10\%$), negli Emirati Arabi Uniti e in Spagna ($\Delta\text{Sal max} < 5\%$) e in Australia nella regione di Perth ($\Delta\text{Sal max} < 0,8 \text{ g/L}$, corrisponde nel caso in esame a $\Delta\text{Sal max} < 2\%$).

Lo scenario iniziale di primo tentativo consiste nel posizionare il punto di scarico ad una distanza di 30 m dal confine al largo della Posidonia. Tale distanza è stata ragionevolmente

scelta come punto di partenza nel processo di dimensionamento in quanto pari al triplo della profondità della specie vegetale da tutelare.

Nello specifico le alternative di dimensionamento della condotta considerate si differenziano per la lunghezza (L) dello scarico stesso, parametro progettuale direttamente collegato all'impatto sulla vegetazione sensibile presente sui fondali. Tra uno scenario e l'altro si è scelto inoltre di considerare una differenza di lunghezza ΔL uguale a +30 m.

Il sistema di riferimento implementato dal CORMIX ha origine in corrispondenza del punto di scarico traslato sul pelo libero del corpo idrico. In particolare esso consiste in una terna destrorsa in cui l'asse x punta a valle della condotta in direzione della corrente, l'asse y è direzionato lateralmente a sinistra rispetto all'asse x , mentre l'asse z punta verso l'alto. Inoltre il software prevede la concentrazione salina del getto in corrispondenza di coordinate x e y esclusivamente positive.

La concentrazione salina e le relative coordinate vengono fornite dal CORMIX soltanto lungo l'asse centrale del pennacchio sia nel campo vicino, sia nella RMZ che al raggiungimento dello standard qualitativo imposto.

Si procede quindi seguendo il processo metodologico riportato nel diagramma di flusso di Figura 8.3.13, in cui si evidenziano gli step previsti per dimensionare la condotta di scarico tenendo conto dei vincoli sia ambientali sia normativi. Si tratta di una procedura iterativa che consente di determinare la soluzione che minimizzi l'impatto evitando di eccedere nei costi.

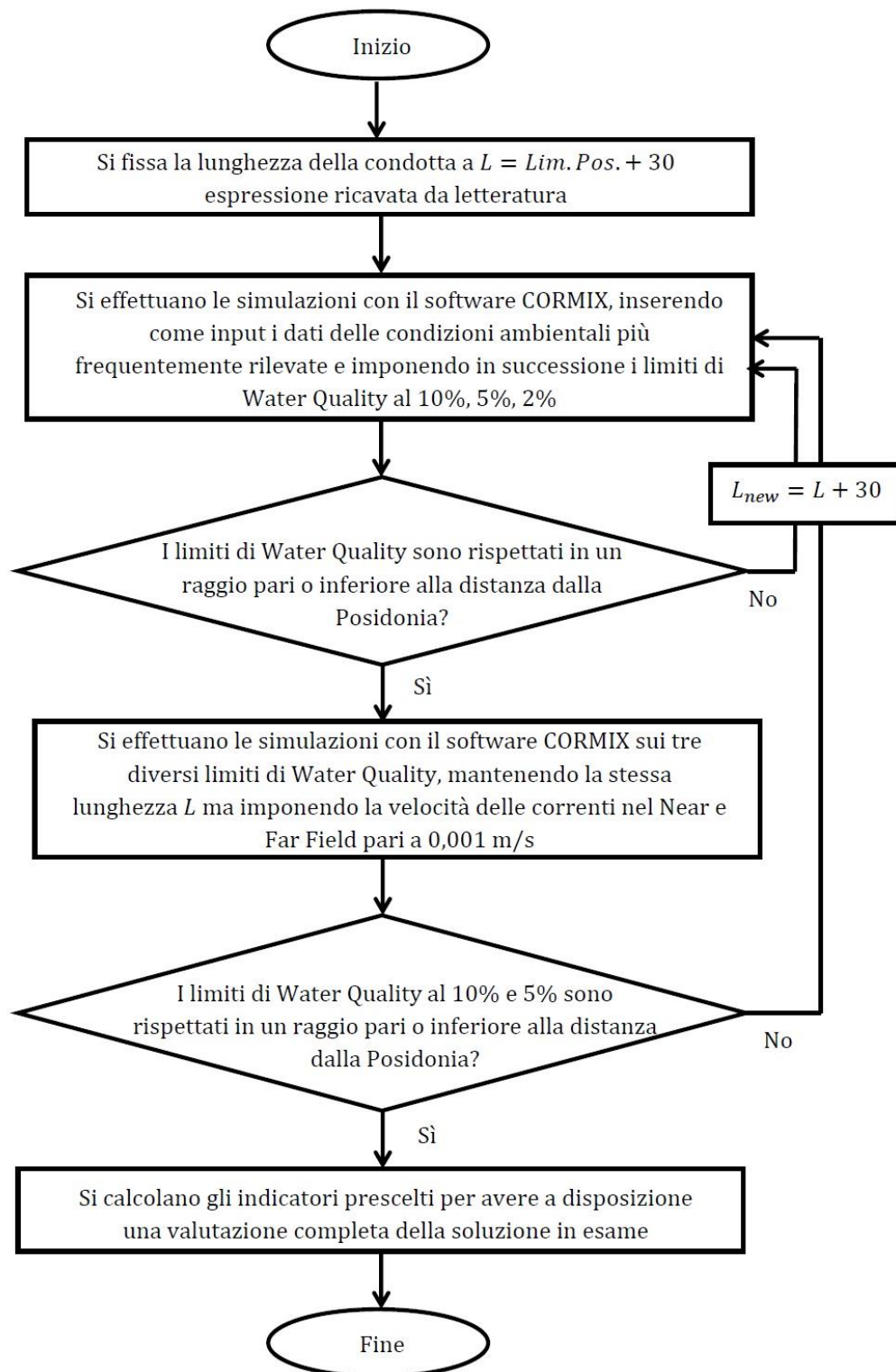


Figura 8.3.13 – Diagramma di flusso relativo alla metodologia usata per il dimensionamento della condotta di scarico: si tratta di una procedura iterativa che consente di determinare la soluzione che minimizzi l'impatto, evitando di eccedere nei costi e tenendo conto dei vincoli sia ambientali sia normativi. Nello specifico gli standard qualitativi presi in considerazione corrispondono all'eccesso di salinità del 10% (Italia), 5% (EAU, Spagna), 2% (Australia, Perth). Tra uno scenario e l'altro si è scelto inoltre di considerare una differenza di lunghezza ΔL uguale a +30 m.

In Tabella 8.3.3 vengono riportati le variabili caratterizzanti i tre scenari progressivamente valutati mediante lo schema metodologico esplicitato in Figura 8.3.13.

Tabella 8.3.3 – Valori delle tre variabili caratterizzanti gli scenari presi progressivamente in considerazione seguendo lo schema metodologico di Fig. 8.3.14.

Scenari	L _{condotta} [m]	Profondità [m]	Distanza dalla Posidonia [m]
Scenario 1	967,6	-10,4	30
Scenario 2	997,6	-10,8	60
Scenario 3	1.027,6	-11,2	90

Di seguito vengono descritti il processo logico e i calcoli effettuati nel seguire il diagramma di flusso sopra riportato.

Scenario 1

Lo scenario di primo tentativo prevede di assumere la lunghezza della condotta pari a 967,6 m, collocando lo scarico esattamente a 30 m di distanza dal confine della prateria di Posidonia. Si è scelto di assumere questa distanza iniziale in quanto pari al triplo della profondità della specie vegetale da tutelare. Imponendo una lunghezza della tubazione pari a 967,62 m si ottiene, data la batimetria considerata, una profondità allo scarico (h_d) di -10,4 m. Inseriti come input i dati relativi alle condizioni ambientali che si sono rilevate più di frequente nell'area in esame, si eseguono le simulazioni corrispondenti ai tre livelli di standard di qualità ambientale presi in considerazione.

In Tabella 8.3.4 vengono riportate le coordinate dei punti in cui, lungo l'asse centrale del pennacchio, tali standard sono rispettati. Inoltre nell'ultima colonna viene calcolato il valore del raggio corrispondente all'area circolare fuori standard, che ha come centro il punto di scarico. Tale raggio, denominato d_{wqs} , corrisponde all'ipotenusa del triangolo rettangolo avente come cateti le coordinate dei punti x_{wqs} e y_{wqs} .

Tabella 8.3.4 – Risultati ottenuti dalla simulazione dello scenario 1, caratterizzato da $L = 967,6$ m e da profondità $h_d = 10,4$ m, nel caso in cui i dati di input siano relativi alle condizioni ambientali più frequenti nell'area d'interesse.

Le coordinate di raggiungimento degli standard riportate fanno riferimento ad una terna destrorsa in cui l'asse x punta a valle della condotta in direzione della corrente, l'asse y è direzionato lateralmente a sinistra rispetto all'asse x, mentre l'asse z punta verso l'alto. L'origine corrisponde al punto scarico traslato al pelo libero.

Water Quality Standard (WQS)	x_{wqs} [m]	y_{wqs} [m]	z_{wqs} [m]	d_{wqs} [m]
Δ Sal max = 10%	7,4	18,8	-10,4	20,2
Δ Sal max = 5%	18,6	25,8	-10,4	31,8
Δ Sal max = 2%	54,8	35,5	-10,9	65,3

Noto il raggio d_{wqs} dell'ipotetica area fuori norma, è possibile stabilire in via cautelativa se i diversi standard vengono rispettati prima del raggiungimento della fascia di Posidonia.

Nello scenario iniziale la distanza tra lo scarico e la fascia di Posidonia è pari a 30 m; di conseguenza si può affermare che il pennacchio soddisfa solo lo pseudolimito italiano del 10%

prima dell'eventuale raggiungimento del posidonieto, mentre tale condizione non è rispettata per gli standard al 5% e al 2% di eccesso di salinità (infatti i corrispondenti raggi delle aree fuori norma sono rispettivamente pari a 31,8 m e 65,3 m).

Adottando l'iter metodologico riportato in Figura 8.3.13, si sceglie di reiterare il procedimento eseguito fino ad ora considerando un incremento ΔL pari a 30 m.

Scenario 2

Il secondo scenario analizzato assume una lunghezza della condotta di 997,6 m, in quanto rispetto all'ipotesi di primo tentativo si aumenta la distanza dalla fascia di Posidonia di 30 m: lo scarico è quindi posizionato a 60 m da essa.

Conoscendo la batimetria, è possibile ricavare la profondità allo scarico, che in questo caso è pari a -10,8 m.

Si lanciano quindi le simulazioni del software relative alle condizioni ambientali ordinarie per i tre standard di qualità considerati. Le coordinate dei punti dell'asse del pennacchio in cui tali standard sono raggiunti e i valori di d_{wqs} vengono riportati in Tabella 8.3.5.

Tabella 8.3.5 - Risultati ottenuti dalla simulazione dello scenario 2, caratterizzato da $L = 997,6$ m e $h_d = 10,8$ m, nel caso in cui i dati di input siano relativi alle condizioni ambientali più frequenti nell'area d'interesse.

Le coordinate di raggiungimento degli standard riportate fanno riferimento ad una terna destrorsa in cui l'asse x punta a valle della condotta in direzione della corrente, l'asse y è direzionato lateralmente a sinistra rispetto all'asse x , mentre l'asse z punta verso l'alto. L'origine corrisponde al punto scarico traslato al pelo libero.

Water Quality Standard	x_{wqs} [m]	y_{wqs} [m]	z_{wqs} [m]	d_{wqs} [m]
Δ Sal max = 10%	7,3	18,9	-10,8	20,3
Δ Sal max = 5%	18,6	26	-10,8	31,9
Δ Sal max = 2%	54,2	35,7	-11,3	64,9

Poiché la distanza tra il punto di scarico e il posidonieto è di 60 m, dai dati illustrati in Tabella 8.3.4 si evince che il pennacchio relativo allo scenario in questione rispetta sia lo pseudolimito al 10% e sia lo standard 5% prima del raggiungimento della prateria.

Nel caso di limite di eccesso al 2%, siccome il raggio della circonferenza fuori norma d_{wqs} è pari a 64,9 m, il pennacchio potrebbe giungere in corrispondenza della fascia di Posidonia con un eccesso di salinità superiore al valore normativo.

Seguendo il diagramma di flusso di Figura 8.3.13, si stabilisce di considerare un nuovo scenario caratterizzato da un incremento della lunghezza della condotta ΔL di ulteriori 30 m.

Scenario 3

Per il terzo scenario esaminato si assume che la condotta superi la fascia di Posidonia di 90 m, risultando quindi di lunghezza pari a 1.027,6 m.

Conoscendo la batimetria, è possibile calcolare la corrispondente profondità allo scarico (h_d), pari a -11,2 m.

Procedendo secondo l'iter metodologico, si effettuano le simulazioni inserendo i dati relativi alle condizioni ambientali più frequenti valutate per i tre standard in esame.

Si lanciano quindi le simulazioni del software relative alle condizioni ambientali più frequenti e ai tre standard di qualità considerati.

In Tabella 8.3.6 si esplicitano quindi le coordinate dei punti dell'asse del pennacchio in cui gli standard iniziano ad essere rispettati e i valori del raggio d_{wQS} dell'area fuori norma.

Tabella 8.3.6 - Risultati ottenuti dalla simulazione dello scenario 3, caratterizzato da $L = 1.027,6$ m e $h_d = 11,2$ m, nel caso in cui i dati di input siano relativi alle condizioni ambientali più frequenti nell'area d'interesse.

Le coordinate di raggiungimento degli standard riportate fanno riferimento ad una terna destrorsa in cui l'asse x punta a valle della condotta in direzione della corrente, l'asse y è direzionato lateralmente a sinistra rispetto all'asse x , mentre l'asse z punta verso l'alto. L'origine corrisponde al punto scarico traslato al pelo libero.

Water Quality Standard	x_{wQS} [m]	y_{wQS} [m]	z_{wQS} [m]	d_{wQS} [m]
Δ Sal max = 10%	7,3	19,1	-11,2	20,5
Δ Sal max = 5%	18,5	26,2	-11,2	32,1
Δ Sal max = 2%	53,2	35,8	-11,7	64,1

Poiché il valore di d_{wQS} risulta per ognuno dei tre standard inferiore a 90 m, si può affermare che nello scenario in esame, in condizioni ambientali ordinarie, il pennacchio rispetta sempre i limiti normativi in corrispondenza del posidonieto.

Occorre ora rilanciare le simulazioni effettuate inserendo però dei valori di velocità di corrente nel campo vicino e lontano pari a 0,001 m/s. In questo modo si vuole verificare che, anche nel caso di corrente quasi assente, almeno gli standard qualitativi del 10% e 5% siano soddisfatti prima del raggiungimento della prateria. Infatti, come argomentato nel capitolo 7.3.1, l'eccesso di salinità al 2% è paragonabile all'oscillazione naturale della salinità del mar Adriatico nella zone d'indagine: tale limite risulta quindi extra-cautelativo. In particolare, poiché le simulazioni di seguito effettuate fanno riferimento a condizioni critiche e caratterizzate da una scarsa probabilità di accadimento, è ragionevole escludere il rispetto di tale vincolo normativo dalle condizione di accettabilità della soluzione.

Si riportano in Tabella 8.3.7 i risultati delle simulazioni in assenza di corrente. Si noti che in questa circostanza non è necessario calcolare il parametro d_{wQS} in quanto, poiché le linee isosaline risultano delle circonferenze, il raggio dell'area fuori norma corrisponde alla coordinata x_{wQS} o y_{wQS} che assume il valore maggiore.

Tabella 8.3.7 - Risultati ottenuti dalla simulazione dello scenario 3, caratterizzato da $L = 1.027,6$ m e $h_d = 11,2$ m, nel caso in cui i dati di input siano relativi a condizioni ambientali caratterizzate da velocità delle correnti pressoché nulla. Le coordinate di raggiungimento degli standard riportate fanno riferimento ad una terna destrorsa in cui l'asse x punta a valle della condotta in direzione della corrente, l'asse y è direzionato lateralmente a sinistra rispetto all'asse x, mentre l'asse z punta verso l'alto. L'origine corrisponde al punto scarico traslato al pelo libero. I risultati relativi allo standard qualitativo del 2% appaiono paradossali: il raggio dell'area circolare fuori norma sarebbe di circa 83 km; tale output può appunto essere spiegato facendo riferimento al fatto che tale percentuale di variazione di salinità è prossima o analoga all'oscillazione naturale del Mar Adriatico nella zona d'indagine.

Water Quality Standard	x wqs [m]	y wqs [m]	z wqs [m]
Δ Sal max = 10%	0,01	35,3	-11,2
Δ Sal max = 5%	0,4	74,3	-11,2
Δ Sal max = 2%	123,1	83.811,6	-14,3

Come si può evincere dai dati illustrati, anche in caso di velocità delle correnti quasi nulla e assumendo come raggio dell'area fuori norma la coordinata maggiore tra x_{wqs} o y_{wqs} , gli standard al 10% e al 5% risultano rispettati prima che il pennacchio raggiunga il posidonieto: di conseguenza la seconda condizione imposta dal processo metodologico è soddisfatta.

I risultati relativi allo standard qualitativo del 2% appaiono paradossali: il raggio dell'area circolare fuori norma sarebbe di circa 83 km; questo output può appunto essere spiegato facendo riferimento al fatto che tale percentuale di variazione di salinità è analoga all'oscillazione naturale del Mar Adriatico nella zona d'interesse, come già esplicitato all'interno del capitolo 7.3.1. Si deduce perciò che è ragionevole assumere come standard di riferimento solo lo pseudolimito al 10% e il limite al 5%; quest'ultimo vincolo si delinea inoltre come quello più idoneo in quanto adottato in Spagna, nazione caratterizzata dal contesto ambientale e climatico più simile a quello italiano.

In conclusione si può quindi considerare lo scenario 3 come la soluzione prescelta.

Si noti inoltre che per tale soluzione la distanza dalla fascia di Posidonia rispetta le indicazioni riportate in letteratura (*AdelaideAqua, HATCH-SMEC, 2009*), secondo cui le condotte di scarico a mare dovrebbero essere collocate a circa un centinaio di metri di distanza dalle specie marine fauno-floristiche poste sotto tutela.

Si vuole inoltre sottolineare che, dati gli input di origine ambientale inseriti nel CORMIX, la forma del pennacchio in tutte e tre le dimensioni cambia in maniera quasi irrisoria tra uno scenario e l'altro, come visibile dalle tabelle precedenti. Si può quindi assumere che il pennacchio simulato venga esclusivamente traslato verso il largo con l'aumentare della lunghezza della condotta. Ciò che varia è perciò la lunghezza della tubazione e conseguentemente la distanza dalla fascia di Posidonia, oltre all'origine degli assi, sempre solidale al punto di scarico.

In riferimento allo scenario migliore vengono riportati in Tabella 8.3.8 i risultati della simulazione effettuata con il CORMIX evidenziando, sia nel campo vicino sia nella RMZ, alcune caratteristiche del pennacchio, la concentrazione salina, la diluizione e il tempo di percorrenza.

Tabella 8.3.8 – Risultati ottenuti dalla simulazione dello scenario 3, caratterizzato da $L= 1.030$ m e $h_d= 11,2$ m. Il cosiddetto “campo vicino” (near field) corrisponde alla zone dove si verifica il processo di diluizione iniziale del flusso di scarico, che dipende dalla differenza di densità tra la salamoia e l’acqua di mare, dal flusso di galleggiamento, dalla quantità di moto del getto, nonché dal diametro dello scarico e dalla profondità del fondale. Con Regulatory Mixing Zone (RMZ) si intende la regione del corpo idrico recettore nella quale devono essere rispettati gli standard di qualità vigenti; si è scelto di assumere come raggio della RMZ un valore pari a 300 m, come riportato in altri studi analoghi (T. Bleninger, G. Jirka, 2010).

Risultati	Campo Vicino	Regularity Mixing Zone
Posizione regione d’interesse rispetto alla linea centrale dello scarico	x = 51,8 m y = 35,5 m z = -11,7 m	x = 300 m y = 80,1 m z = -12,3 m
½ Larghezza pennacchio	2,8 m	23,1 m
Spessore pennacchio	11,2 m	8,8 m
Classe del flusso simulato	NH5	NH5
Variazione di concentrazione ai confini della regione d’interesse	2,03 %	0,83%
Diluizione ai confini della regione d’interesse	33,4	81,9
Tempo di percorrenza cumulato	239,1 s	1.699,1 s

Dalla Tabella 8.3.8 si nota che il flusso simulato appartiene alla classe NH5 del CORMIX. Tale classe contraddistingue i getti caratterizzati da flusso di galleggiamento negativo e da diffusione orizzontale dal punto di scarico limitata. Questa configurazione è idrodinamicamente instabile, in quanto la forza di scarico, misurata come momento di flusso, domina l’effluente. Il galleggiamento è trascurabile e lo scarico iniziale è generalmente vicino al fondale. Questo getto presenta inoltre un completo miscelamento verticale e può interferire con la corrente ambientale causando un ricircolo a valle della regione in esame.

Tramite lo strumento di post-processing CorVue, è possibile visualizzare in 3D la concentrazione salina del pennacchio sia nel campo vicino sia nel campo lontano mediante una scala di colore. In Figura 8.3.14 viene illustrato una schema esplicativo delle immagini elaborate dal CorVue evidenziando i confini del campo vicino e del campo lontano lungo l’asse y.

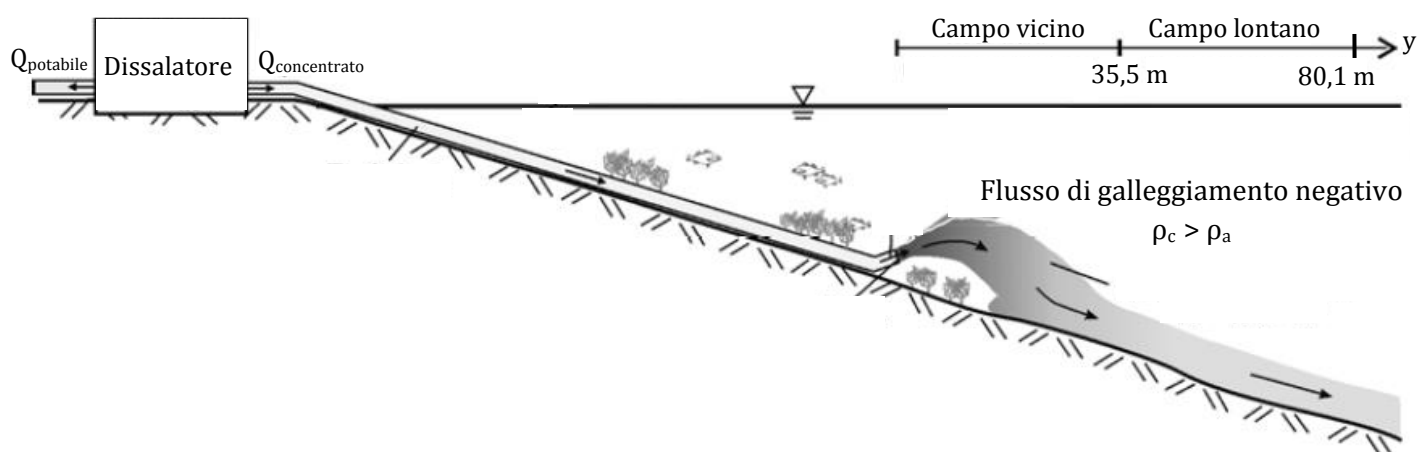


Figura 8.3.14 – Schema esplicativo delle immagini elaborate dal CorVue evidenziando i confini del campo vicino e di quello lontano relativi allo scenario di progetto prescelto ($L=1030$, $h_d=11,2$)

In Figura 8.3.15 si riporta la raffigurazione dell'intero pennacchio creato attraverso il CorVue, mostrando quindi sia il campo vicino sia quello lontano; mentre in Figura 8.3.16 viene eseguito uno zoom sul campo vicino per evidenziarne meglio l'andamento e la percentuale di concentrazione salina in eccesso rispetto all'ambiente circostante.

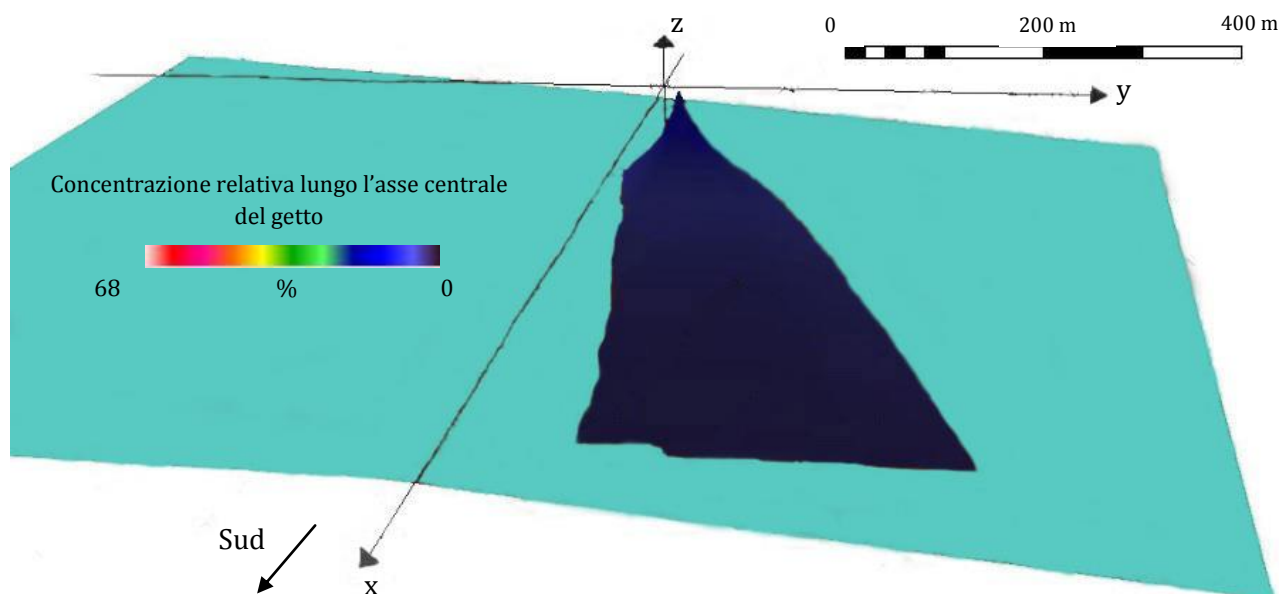


Figura 8.3.15 – Visualizzazione della concentrazione salina del pennacchio di salamoia 3D nel campo vicino e in quello lontano in riferimento ai risultati ottenuti dalla simulazione dello scenario di progetto caratterizzato da $L=1.030$ m e $h_d=11,2$ m.

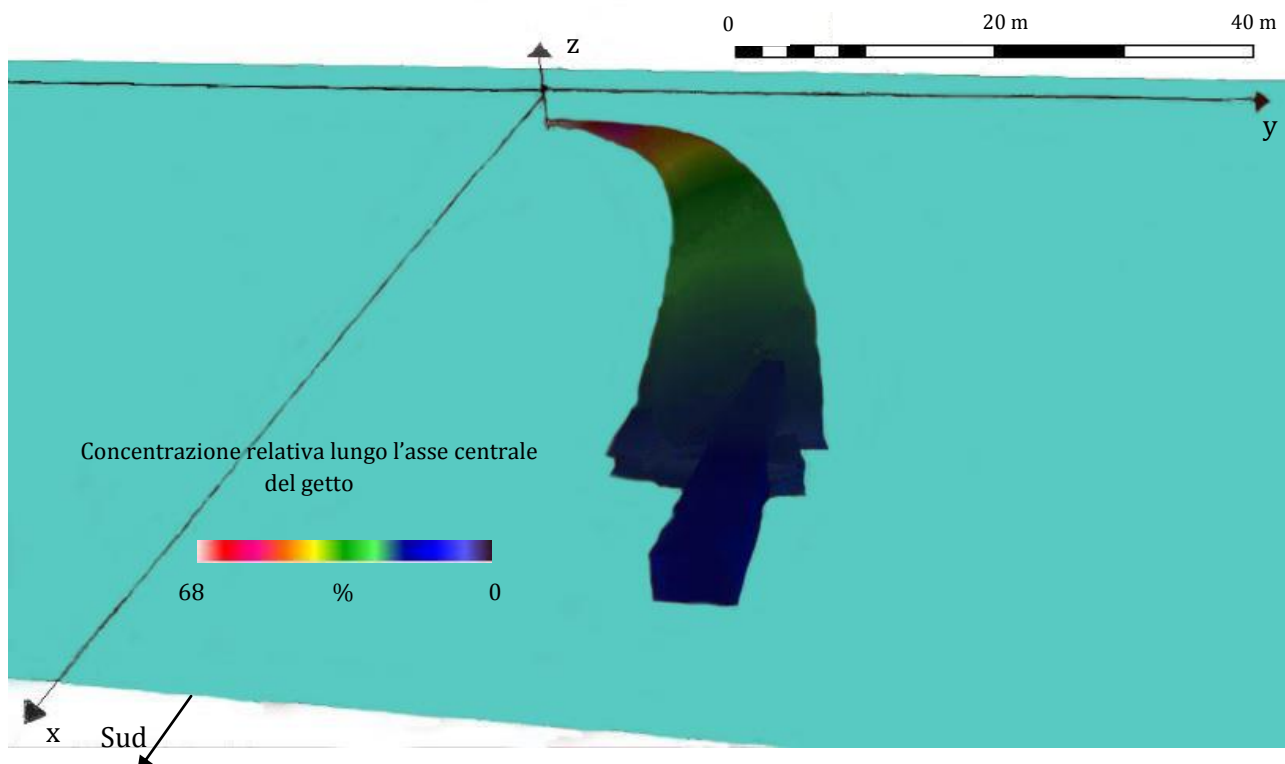


Figura 8.3.16 – Visualizzazione della concentrazione salina del pennacchio di salamoia 3D nel campo vicino in riferimento ai risultati ottenuti dalla simulazione dello scenario di progetto caratterizzato da $L=1.030$ m e $h_d=11,2$ m.

Queste rappresentazioni tridimensionali permettono di comprendere la distribuzione del pennacchio nello spazio e di costruire un grafico raffigurante l'andamento della concentrazione salina lungo l'asse x, solidale alla direzione della corrente marina (Fig. 8.3.17). Inoltre, all'interno del grafico appena descritto vengono evidenziate le distanze dal punto di scarico alle quali si raggiungono le concentrazioni saline indicate dai tre limiti normativi contemplati.

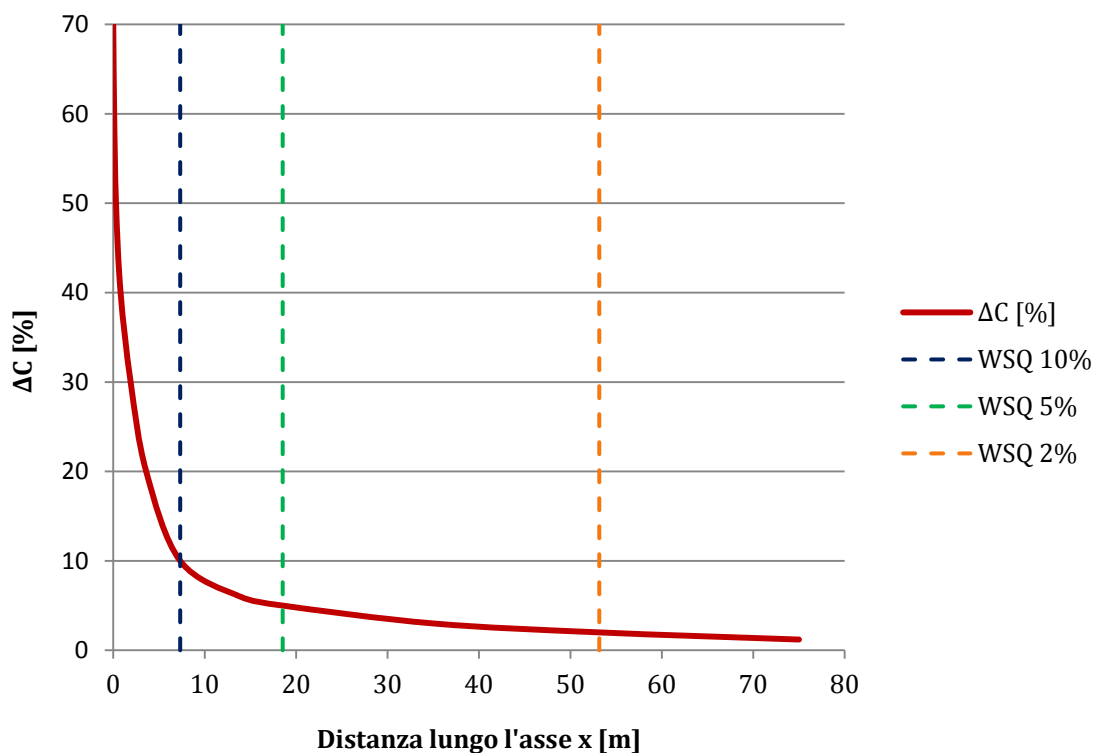


Figura 8.3.17 – Grafico raffigurante la concentrazione salina lungo l'asse centrale del pennacchio di salamoia in riferimento alla coordinata x (posta in direzione della corrente e parallela alla costa). Lo scenario contemplato è quello di progetto, ovvero il 3, caratterizzato da $L = 1.030$ m e $h_d = 11,2$ m.

Nota la soluzione migliore da implementare in ottica ambientale, è opportuno analizzarla ulteriormente tramite l'utilizzo di appositi indicatori. Tali indici consentono uno studio dello scenario prescelto più approfondito valutandone anche gli aspetti economici. Essi vengono di seguito elencati:

- **Costo materiale condotta (C):** la condotta di scarico a mare del concentrato salino verrà realizzata in vetroresina, materiale che presenta un costo pari a 350 €/m per un diametro di 750 mm (NSGUASSERO Spa, impresa); quindi per lo scenario scelto il costo sarà pari a 360.500 euro.
- **Volume d'acqua fuori norma (V_f):** indica in percentuale il volume d'acqua del corpo idrico recettore all'interno del quale non vengono rispettati gli standard qualitativi, vigenti in Italia ($\Delta\text{Sal max} < 10\%$), EAU e Spagna ($\Delta\text{Sal max} < 5\%$) e Australia ($\Delta\text{Sal max} < 2\%$), rispetto ad un volume di controllo (V_c), assunto rettangolare in via cautelativa. Le dimensioni di tale volume sono state proposte in base a criteri ragionevoli: la coordinata x misura 150 m, ovvero la metà della lunghezza della Regulatory Mixing Zone; il valore di $y/2$, poiché il pennacchio è ipotizzato simmetrico, è stata scelta pari a 40 m, tale da poter includere un vasto range di larghezze del getto; infine sull'asse verticale si assume una lunghezza di 15 m, in modo da poter considerare anche eventuali condotte molto lunghe e quindi profonde. La capacità totale del volume di controllo V_c è quindi pari a 180.000 m³.

In Figura 5.3.18 si riporta uno schema esplicativo del volume di controllo considerato e un esempio del volume fuori norma. La determinazione di V_f è stata effettuata tramite i risultati del CORMIX riportati in Tabella 8.3.5. Nello specifico sono state variate rispetto al volume di controllo tutte le misure lungo gli assi di riferimento x, y e z.

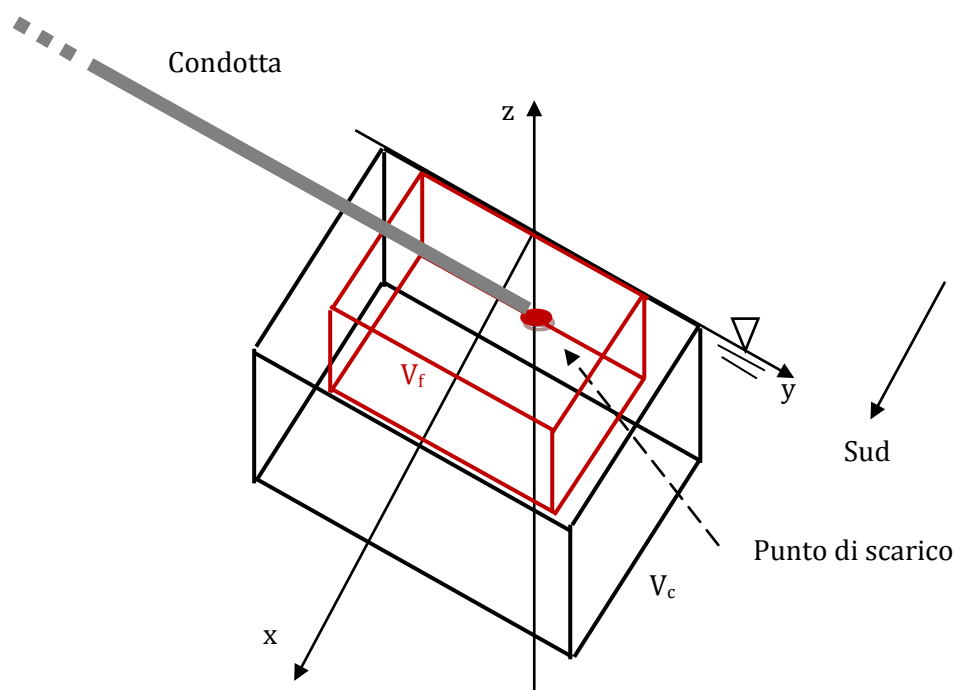


Figura 8.3.18 – Schema esplicativo del volume di controllo (V_c) considerato e del volume fuori norma (V_f). In particolare l'origine degli assi è posta in superficie e V_c presenta $x=150$ m, $y/2 = 40$ m e $z = 15$ m; di conseguenza è un volume di 180.000 m³. In via cautelativa per il calcolo in percentuale di V_f sono stati considerati dei volumi rettangolari anziché triangolari; inoltre sono state variate rispetto al volume di controllo tutte le misure lungo gli assi di riferimento x, y e z. Tali coordinate sono calcolate dal software CORMIX sulla base degli standard qualitativi considerati.

Nella tabella seguente vengono riportati i volumi fuori norma calcolati in riferimento ai tre standard qualitativi sopra citati.

Tabella 8.3.9 – Volume fuori norma in riferimento allo scenario di progetto caratterizzato da $L = 1.030$ m e $h_d = 11,2$ m e considerando i limiti normativi di eccesso di salinità vigenti in Italia (10%), Emirati Arabi Uniti (5%) ed Australia (2%).

Scenario di progetto	$\Delta\text{Sal max} < 10\%$	$\Delta\text{Sal max} < 5\%$	$\Delta\text{Sal max} < 2\%$
V_f	1,8%	6,1%	24,8%

Dalla Tabella 8.3.9 si evince che il volume fuori norma, considerando lo pseudolimito $\Delta\text{Sal max} < 10\%$ e lo standard $\Delta\text{Sal max} < 5\%$, è molto basso; mentre nell'ultimo caso risulta circa un quarto del volume di controllo. Tuttavia è necessario precisare che V_c è stato scelto arbitrariamente secondo i criteri sopra esplicitati; inoltre lo scenario selezionato garantisce che la Posidonia non venga intaccata anche imponendo uno standard qualitativo del 2% in caso di corrente dominante.

- *Distanza tra la Posidonia Oceanica e il punto lungo l'asse centrale del pennacchio in cui viene raggiunto lo standard qualitativo considerando i valori di corrente marina più frequenti (D):* note le coordinate del punto in cui viene raggiunto il limite normativo (Tab. 8.3.5) è possibile determinarne la distanza dal confine al largo della fascia di Posidonia. A tale scopo si considera in via cautelativa un'area circolare fuori norma avente come raggio la distanza d_{WQS} tra lo scarico e il punto in cui lo standard viene soddisfatto. Di seguito si riporta la formula utilizzata (8.3.8), che fa riferimento alla Figura 8.3.19, nella quale vengono riportati la distanza D , il raggio dell'area fuori norma d_{WQS} , la lunghezza della condotta L e quella corrispondente al confine a largo della fascia di Posidonia L_{Pos} .

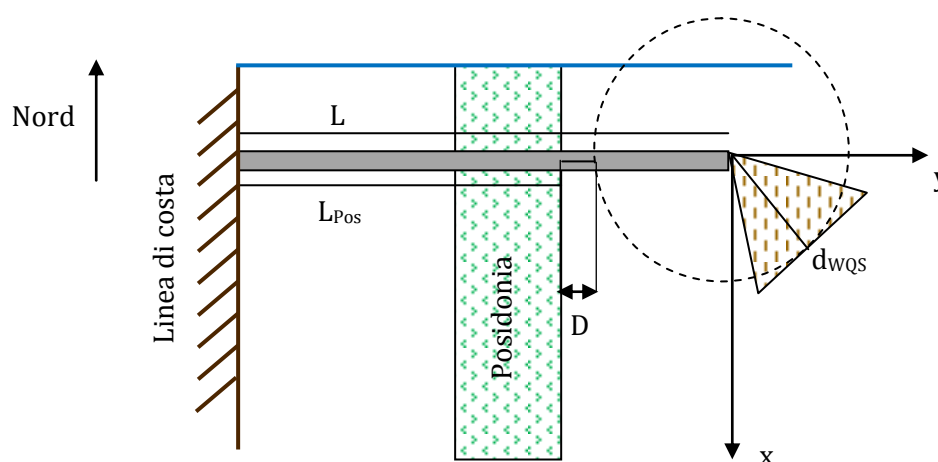


Figura 8.3.19 – Schema utilizzato per il calcolo della distanza D tra il punto in cui viene raggiunto lo standard qualitativo e il limite al largo della fascia di Posidonia considerando i valori della corrente marina più frequenti. Sono riportati oltre alla distanza D , il raggio dell'area fuori norma d_{WQS} , la lunghezza della condotta L e quella corrispondente al confine a largo della fascia di Posidonia L_{Pos} .

$$D = L - L_{Pos} - d_{WQS} \quad (8.3.8)$$

$$D = 90 - d_{WQS}$$

Si ricorda che il CORMIX calcola la concentrazione salina lungo l'asse centrale del pennacchio, quindi, se il limite normativo viene soddisfatto in corrispondenza di tale asse, sarà rispettato anche all'estremità dove la diluizione è sicuramente maggiore. In Tabella 8.3.10 si mostrano i valori dell'indicatore D in riferimento ai tre vincoli legislativi fino ad ora citati, mentre in Figura 8.3.20 tali risultati vengono graficamente illustrati.

Tabella 8.3.10 – Distanza D (calcolata secondo lo schema di Figura 8.3.19) in riferimento allo scenario caratterizzato da $L=1.030$ m e $h_d=11,2$ m e considerando i limiti normativi vigenti in Italia, Emirati Arabi Uniti e Spagna ed Australia.

Scenario di progetto	$\Delta\text{Sal max} < 10\%$	$\Delta\text{Sal max} < 5\%$	$\Delta\text{Sal max} < 2\%$
D	69,6 m	57,9 m	25,9 m

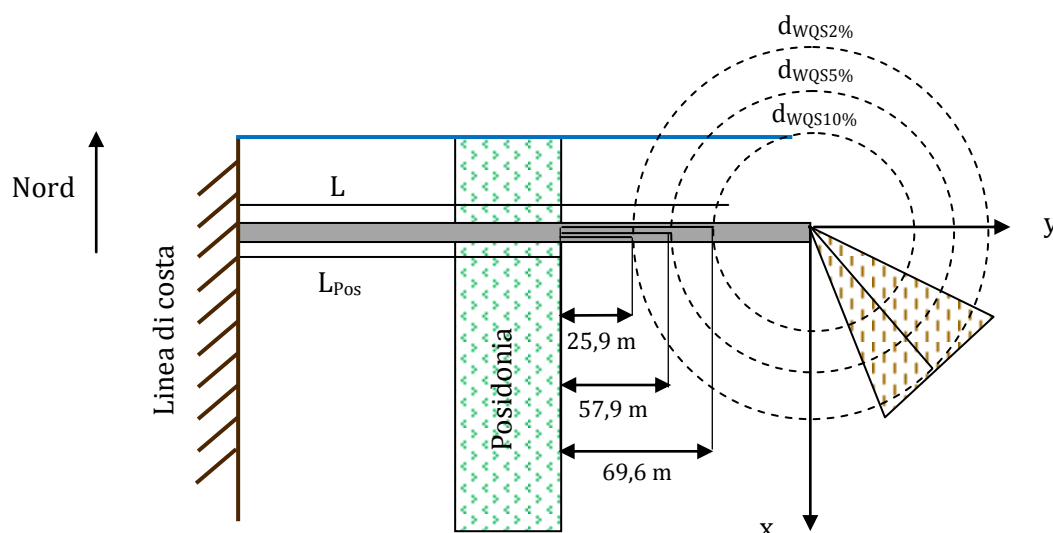


Figura 8.3.20 – Schema utilizzato per il calcolo della distanza D tra il punto in cui viene raggiunto lo standard qualitativo e il limite al largo della fascia di Posidonia considerando i valori della corrente marina più frequenti. All'interno di tale schema vengono riportati i risultati dell'indicatore D in riferimento ai tre standard considerati, ovvero il 10%, 5% e 2% di eccesso di salinità rispetto al corpo idrico recettore. Sono rappresentate anche la lunghezza della condotta L e quella corrispondente al confine a largo della fascia di Posidonia L_{Pos} .

Dalla Tabella 8.3.10 si evince che il rispetto dello pseudolimito italiano ($\Delta\text{Sal max} < 10\%$) e del limite vigente negli Emirati Arabi ($\Delta\text{Sal max} < 5\%$) avviene ad una distanza maggiore di 50 m ponendosi quindi in condizioni cautelative, mentre il limite australiano viene raggiunto ad una distanza poco superiore a 20 m dalla specie vegetale sensibile. Tale distanza si può comunque considerare accettabile dato il vincolo restrittivo.

- *Distanza tra la Posidonia Oceanica e il punto in cui viene raggiunto lo standard qualitativo considerando una corrente marina prossima a zero (D_0):* per calcolare questo indicatore è necessario ripetere la simulazione imponendo una velocità di corrente U_a prossima a zero; in questo modo il pennacchio non si diffonde verso sud ma resta nei pressi del punto di scarico, formando delle curve isosaline in prima approssimazione paragonabili a circonferenze con centro nel punto di scarico. La formula per il calcolo di D_0 è simile a quella utilizzata per determinare D (8.3.8), con la differenza che al posto di d_{WSQ} viene inserito come raggio della circonferenza, relativa alla concentrazione salina tale da rispettare la normativa, la distanza tra il punto di scarico e la coordinata maggiore tra y_{WSQ} e x_{WSG} .

$$D_0 = L - L_{Pos} - \max(y_{WSQ}, x_{WQS}) \quad (8.3.9)$$

$$D_0 = 90 - \max(y_{WSQ}, x_{WQS})$$

In Figura 8.3.21 viene riportato lo schema raffigurante la situazione considerata mentre in Tabella 8.3.11 si rendono disponibili i risultati di tale indicatore; inoltre in Figura 8.3.22 tali risultati vengono graficamente illustrati.

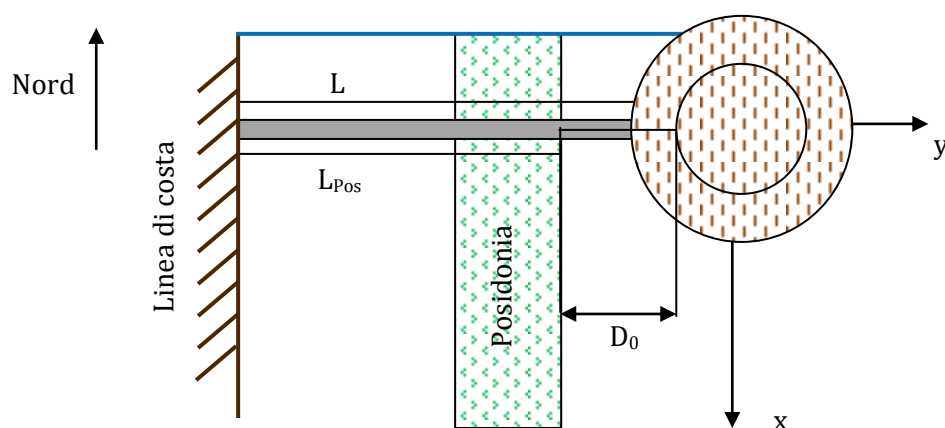


Figura 8.3.21 – Schema utilizzato per il calcolo della distanza D_0 tra il punto in cui viene raggiunto lo standard qualitativo e il limite al largo della fascia di Posidonia in caso di corrente marina prossima a zero. Sono rappresentate anche la lunghezza della condotta L e quella corrispondente al confine a largo della fascia di Posidonia L_{Pos} .

Tabella 8.3.11 – Distanza D_0 in riferimento allo scenario caratterizzato da $L = 1.030$ m e $h_d = 11,2$ m e considerando i limiti normativi vigenti in Italia, Emirati Arabi Uniti, Spagna ed Australia.

Scenario di progetto	$\Delta\text{Sal max} < 10\%$	$\Delta\text{Sal max} < 5\%$	$\Delta\text{Sal max} < 2\%$
D_0	54,8 m	15,7 m	< 0

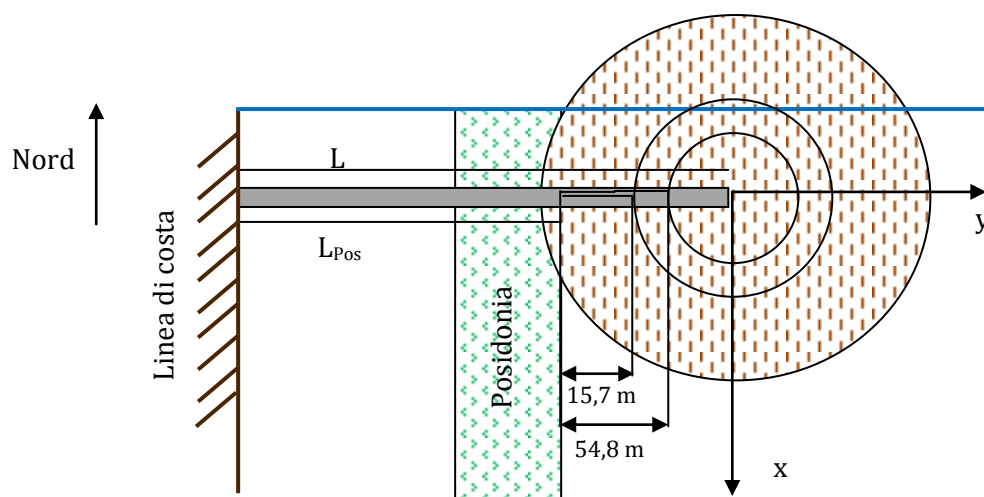


Figura 8.3.22 – Schema utilizzato per il calcolo della distanza tra il punto in cui viene raggiunto lo standard qualitativo e il limite al largo della fascia di Posidonia in caso di corrente marina prossima a zero. All'interno di tale schema vengono riportati i risultati dell'indicatore D_0 in riferimento ai tre standard considerati, ovvero il 10%, 5% e 2% di eccesso di salinità rispetto al corpo idrico recettore. Sono rappresentate anche la lunghezza della condotta L e quella corrispondente al confine a largo della fascia di Posidonia L_{Pos} .

Dai dati in Tabella 8.3.11 si evince che anche nelle condizioni peggiori lo pseudolimito della legislazione italiana viene raggiunto a circa 50 m di distanza dalla Posidonia, mentre lo standard qualitativo $\Delta Sal_{max} < 5\%$ viene soddisfatto ad una distanza approssimativamente di 15 m. Si riscontrano invece dei problemi nell'adempire il vincolo $\Delta Sal_{max} < 2\%$, che presenta un valore negativo di D_0 , dimostrando che tale standard non viene raggiunto prima della fascia di Posidonia, bensì al suo interno. Tuttavia nel capitolo 7 è stato evidenziato che l'oscillazione naturale salina caratteristica del Mar Adriatico nei pressi di Bari è prossima al 2%, quindi non risulta ragionevole imporre il rispetto del tale vincolo, soprattutto nel momento in cui viene simulata una situazione di corrente prossima a zero.

I risultati degli indicatori precedentemente descritti vengono riassunti in Tabella 8.3.12.

Tabella 8.3.12 – Risultati degli indicatori scelti per inquadrare lo scenario di progetto: il costo della condotta [€] rimane costante al variare del riferimento normativo, il Volume fuori norma aumenta al diminuire della percentuale limite, mentre la distanza dalla fascia di Posidonia si riduce passando da un eccesso di salinità imposto del 10% ad uno del 2%.

Indicatore	$\Delta Sal_{max} < 10\%$	$\Delta Sal_{max} < 5\%$	$\Delta Sal_{max} < 2\%$
Costo condotta [€]	360.500	360.500	360.500
Volume fuori norma [%]	1,8%	6,1%	24,8%
Distanza dalla Posidonia con corrente frequente	69,6 m	57,9 m	25,9 m
Distanza dalla Posidonia con corrente prossima a zero	54,8 m	15,7 m	< 0

Alcuni dei dati inseriti come input nel software CORMIX non sono deterministici e possono quindi subire delle variazioni sia a causa di fattori esogeni ambientali sia in quanto parametri progettuali; ad esempio la velocità del vento o le correnti possono variare in base alla stagione, inoltre è possibile modificare l'inclinazione dello scarico secondo l'angolo orizzontale o verticale, in modo da favorire una rapida diluizione del concentrato salino.

Per poter effettuare la scelta di progettazione migliore in ottica ambientale è quindi necessario eseguire un'analisi di sensitività.

Nello specifico gli indicatori D e V_f vengono ricalcolati considerando le possibili variazioni a cui i parametri ambientali e progettuali sono sottoposti.

L'indicatore di costo non viene incluso in questa analisi di sensitività in quanto è influenzato esclusivamente dalla lunghezza e dal materiale di cui è costituita la condotta, ovvero da scelte effettuate a priori. Anche D_0 non viene sottoposto ad analisi di sensitività, poiché è un indicatore costruito esclusivamente per avere informazioni in caso di corrente marina prossima a zero.

Per ogni parametro si è stabilito un range di valori ragionevole all'interno del quale valutare la variazione degli indicatori. In particolare per la velocità delle correnti si sono considerate variazioni pari a $\pm 10\%$ del valore assunto come input, relativamente alla velocità del vento si sono contemplati i limiti inferiore e superiore della classe anemometrica più frequente, mentre per la densità del corpo idrico si sono ipotizzati uno scenario estivo e uno invernale: il primo fa riferimento ai massimi valori di salinità e temperatura osservati nell'area d'interesse (rispettivamente 38,7 g/L e 27°C), il secondo si basa invece su dati di salinità e temperatura determinati dal quinto percentile delle osservazioni (corrispondenti a 38 g/L e 11°C).

Per i parametri progettuali si assume che l'angolo di inclinazione orizzontale dello scarico sia circoscritto ad un range ridotto (80°-100°), in quanto la direzione della corrente prevalente risulta comunque Nord-NordOvest, mentre per l'angolo verticale si sceglie un intervallo compreso tra 30° e 60° sulla base delle soluzioni consigliate da letteratura (*T. Bleninger et al., 2009*).

In Tabella 8.3.13 vengono riportati i risultati dell'analisi di sensitività relativa all'indicatore D .

Tabella 8.3.13 – Valori che assume l'indicatore Distanza D tra la Posidonia oceanica e il punto lungo la linea centrale del pennacchio in cui viene raggiunto lo standard qualitativo considerando i valori di corrente marina più frequenti al variare dei parametri di input non deterministici (velocità delle correnti e del vento, densità dell'acqua di mare, angolazione verticale e orizzontale dello scarico).

		Distanza D [m]		
Variabili		$\Delta\text{Sal max} < 10\%$	$\Delta\text{Sal max} < 5\%$	$\Delta\text{Sal max} < 2\%$
Velocità correnti	$U_{a\text{NF}} = 0,18 \text{ m/s}$, $U_{a\text{FF}} = 0,126 \text{ m/s}$	68,4	56,6	26,2
	$U_{a\text{NF}} = 0,22 \text{ m/s}$, $U_{a\text{FF}} = 0,154 \text{ m/s}$	70,5	58,9	22,9
Velocità vento	$U_w = 0,51 \text{ m/s}$	69,6	57,9	25,8
	$U_w = 3,6 \text{ m/s}$	69,6	57,9	25,8
Densità	$\rho_a = 1024,86 \text{ kg/m}^3$ (scenario estivo)	69,5	48,5	25,6
	$\rho_a = 1029,14 \text{ kg/m}^3$ (scenario invernale)	62	48,6	26,6
Angolo verticale	$\vartheta = 30^\circ$	69,6	57,9	25,9
	$\vartheta = 60^\circ$	80,2	< 0	N.D.
Angolo orizzontale	$\sigma = 80^\circ$	70,6	57,9	19,1
	$\sigma = 100^\circ$	68,4	57,7	4,6

Per rendere i risultati dell'analisi di sensitività più leggibili, in Figura 8.3.23 si riporta un grafico che mostra le variazioni percentuali subite dall'indicatore distanza D a partire dalle condizioni ambientali ordinarie e dalle scelte progettuali iniziali. Si ricorda che con lo 0% s'intende che non è occorsa nessuna variazione rispetto al valore iniziale assunto dall'indicatore in questione.

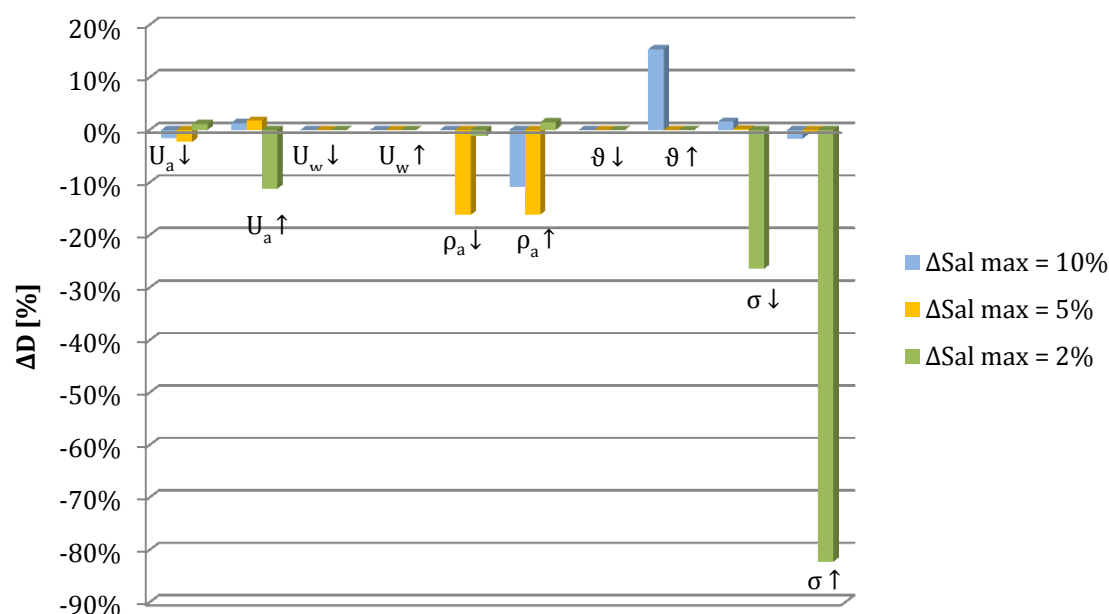


Figura 8.3.23 – Variazioni percentuali subite dall'indicatore distanza D tra la Posidonia Oceanica e il punto lungo la linea centrale del pennacchio in cui viene raggiunto lo standard qualitativo considerando i valori di corrente marina più frequenti al variare dei parametri di input non deterministici (velocità delle correnti U_a e del vento U_w , densità dell'acqua di mare ρ_a , angolazione verticale ϑ e orizzontale dello scarico σ). Si ricorda che con lo 0% s'intende che non è occorsa nessuna variazione rispetto al valore iniziale assunto dall'indicatore distanza D.

Osservando la variabilità dell'indicatore D determinata dalla velocità delle correnti si può notare che i valori di U_a incrementati del 10% provocano per gli standard qualitativi al 10% e al 5% un incremento molto lieve della distanza dalla Posidonia: la prestazione relativamente a tale parametro migliora a causa della maggiore diluizione data dalle correnti stesse. Nel caso si consideri il limite normativo al 2% di eccesso di salinità si riscontra il risultato opposto: poiché il raggiungimento di tale standard non avviene più nel campo vicino, bensì in quello lontano, l'azione della corrente diventa predominante e comporta una diffusione maggiore del pennacchio lungo l'asse x . Ciò implica che il raggio dell'area fuori norma aumenti, determinando una conseguente riduzione della distanza dalla prateria della specie tutelata.

La variazione della velocità del vento non influisce sugli output del software: infatti tale parametro potrebbe unicamente condizionare l'andamento delle correnti superficiali, qui non utili all'analisi poiché il pennacchio si trova a medio-alte profondità.

La valutazione di due diversi scenari per il periodo estivo e quello invernale, caratterizzati da diverse temperature, salinità e densità del corpo idrico recettore, comportano un peggioramento del 15% circa dell'indicatore analizzato considerando gli standard qualitativi al 10% e al 5%. Ciò avviene in quanto la diluizione non è ottimale nel momento in cui si verificano condizioni estreme stagionali di temperatura e salinità dell'acqua di mare.

L'inclinazione verticale dello scarico appare piuttosto influente, in particolare nel caso in cui l'angolo ϑ sia posto pari a 60° : in questa eventualità infatti lo standard al 10% viene raggiunto entro 10 m dall'immissione in mare del getto, ad una distanza più elevata dalla Posidonia rispetto alle condizioni regolari, mentre il limite al 5% è rispettato all'interno della prateria e addirittura quello al 2% viene soddisfatto oltre il confine della RMZ (assunto a 300 m dallo scarico).

Per contro l'angolazione orizzontale della parte terminale di condotta condiziona solo lievemente i risultati dell'indicatore distanza D considerando i limiti al 10% e al 5%, mentre il limite al 2% peggiora notevolmente sia se l'angolo orizzontale venga posto pari a 80° sia se assunto di 100° .

In Tabella 8.3.14 vengono invece riportati i risultati dell'analisi di sensitività effettuata sull'indicatore V_f .

Tabella 8.3.14 – Valori che assume l'indicatore Volume fuori norma (V_f) al variare dei parametri di input non deterministici (velocità delle correnti e del vento, densità dell'acqua di mare, angolazione verticale e orizzontale dello scarico).

Volume fuori norma V_f [%]				
Variabili		$\Delta\text{Sal max} < 10\%$	$\Delta\text{Sal max} < 5\%$	$\Delta\text{Sal max} < 2\%$
Velocità correnti	$U_{a\text{NF}} = 0,18 \text{ m/s}$, $U_{a\text{FF}} = 0,126 \text{ m/s}$	1,8	6,3	25,6
	$U_{a\text{NF}} = 0,22 \text{ m/s}$, $U_{a\text{FF}} = 0,154 \text{ m/s}$	1,7	5,8	25,5
Velocità vento	$U_w = 0,51 \text{ m/s}$	1,8	6,1	24,8
	$U_w = 3,6 \text{ m/s}$	1,8	6,1	24,8
Densità	$\rho_a = 1.024,86 \text{ kg/m}^3$ (scenario estivo)	1,8	6,1	25,1
	$\rho_a = 1.029,14 \text{ kg/m}^3$ (scenario invernale)	1,7	6,1	24,7
Angolo verticale	$\theta = 30^\circ$	1,8	6,1	24,8
	$\theta = 60^\circ$	0,5	>100%	N.D.
Angolo orizzontale	$\sigma = 80^\circ$	1,9	6,4	28,1
	$\sigma = 100^\circ$	1,3	5,5	43,1

Anche in questo caso, per rendere i risultati dell'analisi di sensitività più leggibili, in Figura 8.3.11 si riporta un istogramma che mette in luce le variazioni percentuali subite dall'indicatore volume fuori norma V_f a partire dalle condizioni ambientali ordinarie e dalle scelte progettuali iniziali. Si tenga presente che, come per l'indicatore distanza D , allo 0% corrisponde una variazione nulla rispetto al valore iniziale.

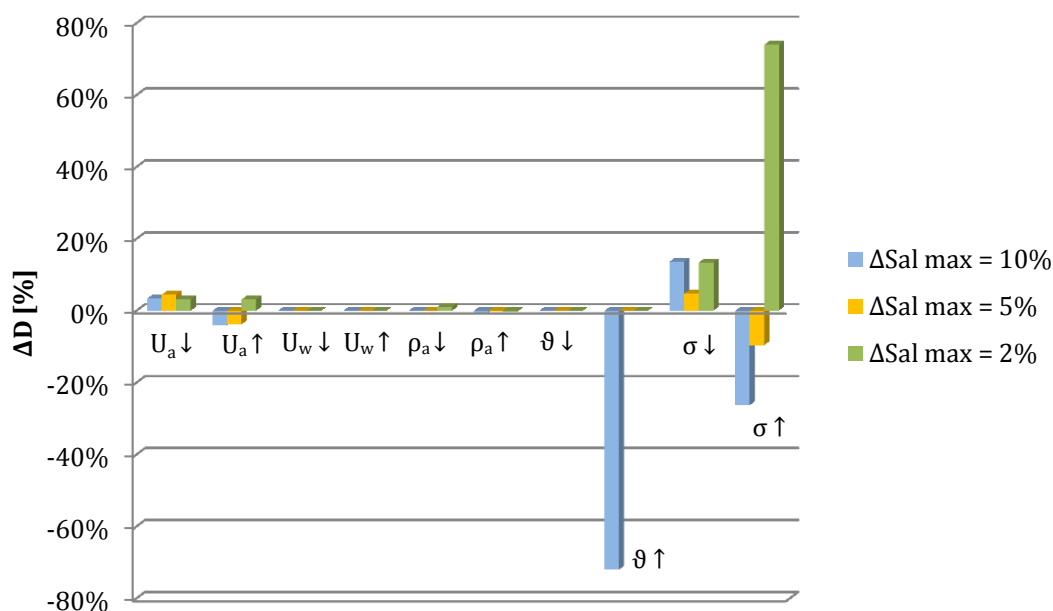


Figura 8.3.24 – Variazioni percentuali subite dall'indicatore volume fuori norma (V_f) al variare dei parametri di input non deterministici (velocità delle correnti U_a e del vento U_w , densità dell'acqua di mare ρ_a , angolazione verticale θ e orizzontale dello scarico σ). Si ricorda che con lo 0% s'intende che non è occorsa nessuna variazione rispetto al valore iniziale assunto dall'indicatore in questione.

Analizzando i dati illustrati in Figura 8.3.24 si può affermare che la variabilità della velocità delle correnti influenza solo leggermente i valori dell'indicatore V_f . L'intensità anemometrica d'altronde non influisce per nulla sui risultati del CORMIX, poiché il pennacchio in esame si trova perlopiù in profondità all'interno del corpo idrico.

Il cambiamento del valore di densità, determinato da differenti condizioni di temperatura e salinità marine, apporta variazioni quasi nulle nella quantificazione del volume fuori norma.

Come per l'indicatore di distanza, anche in questo caso l'inclinazione verticale dello scarico appare invece influente, soprattutto quando l'angolo ϑ è pari a 60° : il valore di V_f allo standard del 10% risulta inferiore rispetto a quello in condizioni ordinarie del 70%; al contrario per il limite al 5% il volume fuori norma supera il 100%, mentre il raggiungimento dello standard al 2% avviene oltre la RMZ e conseguentemente il valore di V_f non è disponibile (N.D.).

La variazione dell'inclinazione orizzontale dello scarico implica un netto aumento del valore del volume fuori norma per il limite al 2%, mentre per gli altri due standard in esame l'alterazione di V_f risulta molto limitata: di conseguenza la scelta di assumere l'angolo σ pari a 90° può considerarsi vincente.

A seguito dell'analisi delle simulazioni effettuate si può concludere che non c'è alcun parametro ambientale che, variato in un range ammissibile e ragionevole, determini un miglioramento netto delle performance dei due indicatori. Quest'ultimi sono principalmente influenzati dalle correnti marine e dalle variazioni di densità del corpo idrico recettore, tuttavia, in caso di diminuzioni della distanza D le variazioni risultano sempre inferiori al 15% circa, mentre valutando gli incrementi del volume V_f le alterazioni sono sempre inferiori al 5%. Di conseguenza la soluzione adottata può essere considerata robusta.

Per quanto riguarda i parametri progettuali, dalle tabelle precedenti è visibile il vantaggio dato dalla scelta iniziale di un angolo orizzontale pari a 90° , infatti in corrispondenza di tutti i limiti considerati i valori degli indicatori peggiorano.

8.4 CONCLUSIONI DEL DIMENSIONAMENTO DELLA CONDOTTA A MARE

Per il dimensionamento della condotta di scarico a mare dell'impianto simulato di dissalazione ad osmosi inversa di Bari sono stati utilizzati due metodi di calcolo: il Brine Discharge Calculator e il CORMIX.

Mediante il primo è stata effettuata una valutazione approssimativa giungendo ad una soluzione finale caratterizzata da una condotta di lunghezza 763 m, collocata ad una profondità di 13,5 m dal pelo libero, assumendo una pendenza batimetrica uniforme. Il BDC ha consentito di ottenere in modo rapido ed efficiente un risultato semplificato qualitativamente accettabile. Tuttavia tale metodo non può essere considerato pienamente attendibile in quanto non permette di inserire una batimetria caratterizzata da due pendenze diverse tra campo vicino e lontano e non consente d'introdurre il rispetto di standard qualitativi vigenti nell'area in oggetto.

Per questi motivi si è condotta un'ulteriore analisi mediante il software CORMIX, nella quale sono stati contemplati i seguenti vincoli:

- La lunghezza della condotta deve essere superiore a 178,5 m, valore calcolato lungo il fondale corrispondente alla profondità a cui le onde frangono;
- La condotta deve oltrepassare la prateria di Posidonia, il cui limite al largo si trova ad una profondità di 10 m equivalente ad una distanza dalla costa pari a 937,6 m;
- La condotta deve essere dimensionata in modo da rispettare gli standard qualitativi di concentrazione salina vigenti; nello specifico si è tenuto conto dei limiti legislativi in vigore in Italia ($\Delta\text{Sal max} < 10\%$), negli Emirati Arabi Uniti e in Spagna ($\Delta\text{Sal max} < 5\%$) e in Australia ($\Delta\text{Sal max} < 2\%$).

Lo scenario contemplato inizialmente prevede una condotta con punto di scarico ad una distanza di 30 m dal confine al largo della Posidonia. Tale distanza è esattamente pari al triplo della profondità della specie vegetale da tutelare, quindi rappresenta una scelta ragionevole come punto di partenza.

Seguendo il processo metodologico prescelto per il dimensionamento della condotta (Fig. 8.3.13) sono state considerate tre alternative progettuali, che si differenziano per la lunghezza (L) della condotta stessa, parametro progettuale direttamente collegato all'impatto sulla prateria di Posidonia presente sui fondali, e conseguentemente per la profondità del punto di scarico.

In Figura 8.4.1 vengono riassunti graficamente i tre scenari considerati, evidenziandone la lunghezza L della condotta.

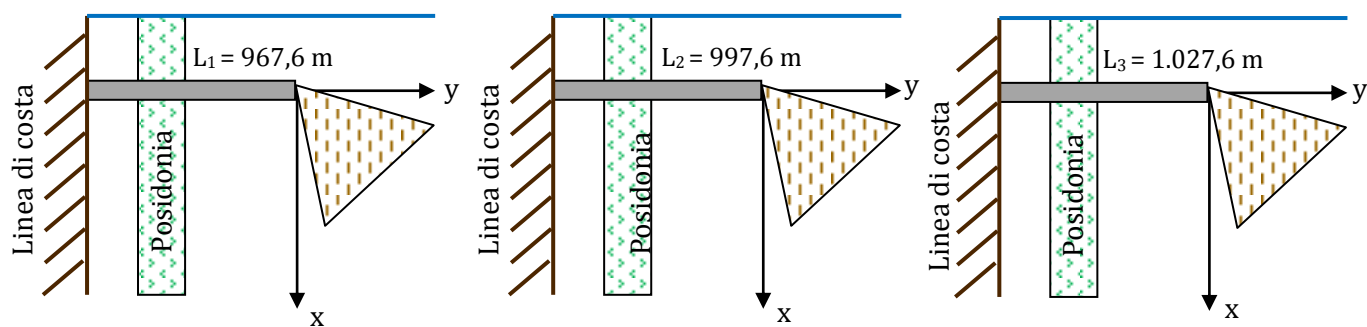


Figura 8.4.1 – Rappresentazione grafica relativa ai tre scenari considerati per il dimensionamento della condotta di scarico a mare tramite il software CORMIX. Nello specifico viene riportato per ogni alternativa il valore della lunghezza L dello scarico.

La soluzione elaborata con tale metodo prevede una condotta di lunghezza pari a 1.030 m, la cui profondità al punto di scarico è di 11,2 m. Questo risultato non solo soddisfa tutti vincoli sopra esplicitati in condizioni ambientali ordinarie, ma li rispetta anche nel caso peggiore di assenza di corrente marina.

La soluzione proposta risulta quindi conforme in ottica ambientale e fattibile dal punto di vista economico.

9. LA CONDOTTA DI INTAKE

Durante la fase iniziale di prelievo del flusso idrico si determinano non solo la portata di adduzione e di permeato, ma anche l'entità dei pretrattamenti e le condizioni operative del processo a osmosi inversa. La fase di intake condiziona quindi notevolmente l'ammontare sia dei costi fissi sia di quelli di esercizio.

Come già esplicitato all'interno del capitolo 5.3.1, i sistemi di prelievo si suddividono in due macrocategorie: le tecniche di intake diretto (o "open intake") consentono di prelevare la portata di alimentazione direttamente dal mare mediante strutture di presa on-shore e off-shore; per contro le soluzioni di intake indiretto estraggono il flusso di adduzione mediante pozzi orizzontali o verticali che attingono prevalentemente da acquiferi costieri.

9.1. SCELTA DELLA SOLUZIONE PROGETTUALE IDONEA

Occorre ora esplicitare la valutazione effettuata, mirata alla scelta dell'alternativa progettuale di intake più consona per l'impianto di dissalazione in esame.

Sicuramente l'acqua prelevata tramite un sistema indiretto determina un minor rischio di fouling, grazie al limitato livello di solidi sospesi e sostanze organiche che vengono alimentati all'impianto. Di conseguenza l'entità della sezione di pretrattamento si ridurrebbe alle operazioni di filtrazione con filtro a cartuccia, aggiustamento del pH e dosaggio di antiscalant. Nonostante ciò, l'installazione di una soluzione indiretta di prelievo potrebbe portare a numerosi svantaggi.

In primo luogo la fattibilità tecnica dei sistemi indiretti è limitata da evidenti considerazioni di carattere idrologico, tanto da restringerne l'applicazione unicamente ad impianti di dissalazione di taglia non elevata.

Non è poi trascurabile il fatto che le soluzioni di tipo indiretto abbiano una vita utile inferiore a quella dell'impianto stesso: la maggior parte dei pozzi deve infatti essere sostituita dopo 10-20 anni dall'installazione. Il ricambio determina però non solo un ulteriore costo, ma anche un maggiore impatto ambientale (occorre effettuare perforazioni aggiuntive).

È necessario anche tenere presente che per i sistemi a filtrazione i costi di manutenzione risultano piuttosto elevati; inoltre periodicamente si devono dragare i letti filtranti per sostituire le componenti più esterne. Per questo motivo in tutta l'area antistante i letti sono interdette le attività ricreative, di pesca e di attracco di navi.

Un'ultima considerazione riguarda il tenore di ossigeno disciolto che caratterizza le acque prelevate da pozzi: la concentrazione di OD risulta infatti molto limitata e ne consegue che anche l'acqua potabile prodotta avrà basse percentuali di tale parametro. Per ovviare a questo problema sarebbe quindi necessario effettuare un'areazione del flusso idrico in uscita dal dissalatore o alternativamente alimentare in quantità considerevoli composti clorati (*WateReuse Association, 2011*).

Infine non si può non prendere atto del fatto che in caso di capacità dell'impianto superiore a 40.000 m³/giorno la presa è tipicamente realizzata mediante soluzione di intake diretto (*T. Pankratz, 2008*).

Poiché l'impianto di dissalazione simulato di Bari è caratterizzato da una produzione di acqua potabile pari a 60.000 m³/giorno, a valle delle considerazioni precedentemente effettuate si sceglie di adottare una soluzione di intake diretto sub-superficiale (il cui schema è riportato in Figura 9.1.1). Tale tecnica è quella più diffusa tra i dissalatori di grandi dimensioni.

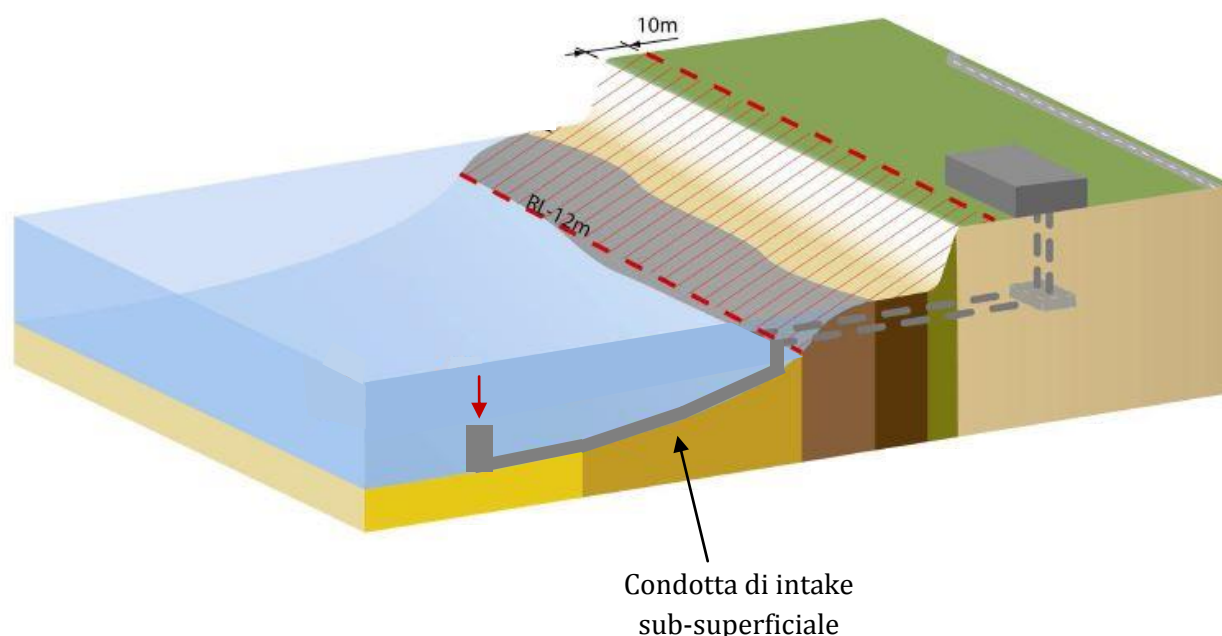


Figura 9.1.1 - Schema progettuale di un sistema di intake diretto di tipo sub-superficiale.

9.2. INTERAZIONE CON L'OPERA DI SCARICO

Una volta stabilita la tipologia di soluzione di intake, è necessario stabilire la precisa allocazione dell'opera.

Senza dubbio una localizzazione del sistema di intake in prossimità del dissalatore stesso consente di ridurre i costi legati agli scavi e alla messa in posa.

Ciononostante occorre ricordare che anche la condotta di scarico a mare è posta vicino all'impianto di dissalazione. In questa prospettiva è doveroso scegliere l'allocazione ottimale del sistema di prelievo in modo da evitare il ricircolo del flusso di salamoia uscente dalla tubazione di scarico in qualsiasi condizione di corrente.

Poiché è noto dai dati riportati nel capitolo 8.1.3 che le correnti dominanti provengono da Nord-NordOvest e sono dirette verso Sud-SudEst, risulta ragionevole collocare la condotta di intake a nord rispetto a quella di scarico: in tal caso infatti, in condizioni ambientali ordinarie, il concentrato salino verrebbe convogliato verso sud, allontanandosi dal sistema di prelievo.

Sulla base dell'analisi effettuata nel paragrafo 8.3.2 è possibile valutare l'andamento dello concentrazione salina del flusso di salamoia anche nel caso di corrente quasi nulla (ovvero caratterizzata da velocità pari a 0,001 m/s).

Mediante il software CORMIX è stato possibile calcolare la distanza di specifiche linee isosaline dallo scarico: nello specifico si è scelto di considerare l'eccesso di salinità al 10%

(corrispondente allo pseudolimito italiano) e quello al 5% (coincidente allo standard imposto dalla normativa vigente negli Emirati Arabi Uniti ed in Spagna). Il limite di eccesso al 2% (applicato in Australia nella regione di Perth) è stato considerato extra-cautelativo in questo contesto poiché corrisponde all'oscillazione naturale percentuale della salinità del mar Adriatico.

Si riportano in Tabella 9.2.1 i dati di output del CORMIX utilizzati per determinare la distanza minima da imporre tra la condotta di intake e di scarico.

Tabella 9.2.1 - Risultati ottenuti dalla simulazione dello scenario di progetto per la condotta di scarico, caratterizzato da $L = 1.030$ m e $h_d = 11,24$ m, nel caso in cui i dati di input sono relativi a condizioni ambientali caratterizzate da velocità delle correnti pressoché nulla. Le coordinate di raggiungimento degli standard riportate fanno riferimento ad una terna destrorsa in cui l'asse x punta a valle della condotta in direzione della corrente, l'asse y è direzionato lateralmente a sinistra rispetto all'asse x, mentre l'asse z punta verso l'alto. L'origine corrisponde al punto scarico traslato al pelo libero.

Water Quality Standard	x wqs [m]	y wqs [m]	z wqs [m]
Δ Sal max = 10%	0,01	35,3	-11,2
Δ Sal max = 5%	0,4	74,3	-11,2

L'area fuori norma rispetto agli standard contemplati può essere calcolata come la superficie circolare avente il raggio pari alla coordinata di lunghezza maggiore tra x_{wqs} e y_{wqs} . Di conseguenza si può affermare che per il limite di eccesso al 10% il raggio è circa pari a 35 m, mentre per lo standard al 5% tale grandezza risulta approssimativamente di 75 m. Precauzionalmente si opta per considerare il limite al 5% di eccesso di salinità.

Si può quindi affermare che il sistema di prelievo dovrà essere localizzato a nord e ad una distanza di almeno 75 metri rispetto alla condotta di scarico, pur rimanendo nelle vicinanze dell'impianto di dissalazione in esame.

In via cautelativa si sceglie di imporre un divario di 200 m tra la condotta di scarico e quella di intake: in questo modo si triplica il valore minimo di distanza calcolato mediante il software CORMIX.

9.3. DIMENSIONAMENTO DEL SISTEMA DI INTAKE

Stabilita la precisa allocazione del sistema di intake, è necessario effettuare il dimensionamento.

Nel paragrafo 9.1 si è motivata la scelta di adottare per il sistema di intake la soluzione diretta sub-superficiale, che prevede l'impiego di una condotta sottomarina per il trasferimento dell'acqua dal punto di prelievo in mare aperto all'impianto.

Il dimensionamento di tale soluzione consiste quindi nel calcolo della lunghezza e del diametro ottimali della condotta e nella progettazione delle altre componenti del sistema di presa.

Si sceglie di fare inizialmente riferimento ad alcune indicazioni di carattere generale tratte da letteratura (M. Wilf, 2007).

Il punto di prelievo deve essere situato preferibilmente in mare aperto, lontano dalla costa e ad un'elevata profondità. Nel caso ideale le caratteristiche del corpo idrico dovrebbero risultare il più possibile stabili: sarebbe infatti opportuno che le acque non risentissero di fenomeni costieri o superficiali quali la presenza di alghe, l'interferenza provocata dalla presenza scarichi idrici o dal traffico navale.

Tuttavia occorre tenere conto anche della batimetria del fondale nell'area d'interesse e dei costi di costruzione e messa in posa della struttura.

Di conseguenza la scelta della lunghezza della condotta è basata sulla valutazione del trade-off tra l'esigenza di prelevare un flusso idrico avente un basso potenziale fouling e la necessità di contenere il costo d'investimento per la costruzione dell'opera di presa.

Da letteratura (M. Wilf, 2007) si suggerisce di collocare il punto di prelievo ad una profondità pari a circa 10-15 m dal pelo libero del corpo idrico di riferimento.

Considerando la batimetria della zona costiera in esame si può dedurre che tale profondità è raggiunta a distanze superiori ai 900 m dalla riva.

In particolare per il dimensionamento dell'opera di presa relativa al dissalatore simulato di Bari è ragionevole tenere conto di due vincoli specifici.

In primo luogo la condotta deve oltrepassare la linea dei frangenti, che per la regione d'interesse si colloca a circa 180 m dalla costa (il calcolo preciso è riportato nel paragrafo 8.3.2). Entro tale confine infatti si verifica il ricircolo degli inquinanti, la cui diffusione a largo è impedita dai moti ondosi: è quindi doveroso collocare il punto di prelievo oltre la linea dei frangenti.

Inoltre è importante verificare che la tubazione venga dimensionata in modo da superare la fascia di *Posidonia oceanica* appartenente al Sito d'Importanza Comunitaria IT9120009. Tale specie è posta sotto tutela dalla Direttiva europea "Habitat": si sceglie quindi di oltrepassare il confine della prateria in modo da evitare di provocare qualsiasi tipo di impatto negativo su di essa. All'interno del quadro di riferimento ambientale (capitolo 7) si è evidenziato che il limite al largo della fascia di *Posidonia* è situato ad una profondità di 10 m, corrispondente ad una distanza dalla costa lungo il fondale pari a 937,62 m. Ne consegue la lunghezza della condotta di presa dovrà essere maggiore di tale valore.

Considerando la condizione imposta dal vincolo più stringente, il punto di prelievo dovrà essere collocato ad una distanza superiore a 937,62 m dalla costa affinché vengano superati sia la linea dei frangenti sia il confine a largo della prateria di *Posidonia oceanica*.

Ricordando inoltre che tramite l'analisi effettuata nel capitolo 8.3.2 la condotta di scarico è stata assunta di misura pari a 1.030 m, è opportuno ipotizzare una lunghezza equivalente o maggiore per la tubazione di presa.

In via cautelativa si può quindi stabilire che la condotta di intake misuri 1.250 m, collocandosi ad una profondità di 14,31 m dal pelo libero del corpo idrico.

Nel caso di intake diretto sub-superficiale il sistema di presa è composto dalla condotta sottomarina, dalla torre di presa (detta "intake tower") e dal sistema di pompaggio.

La torre di presa assolve il compito di convogliare l'acqua di mare nella condotta sottomarina ed è pertanto situata in corrispondenza del punto di prelievo. Tale struttura da una parte assicura che la presa sia realizzata ad un'altezza rialzata rispetto al fondale (in genere pari a 2

- 5 m) per limitare l'ingresso di solidi, dall'altra introduce una prima grigliatura, in grado di ridurre l'ingresso di corpi grossolani e specie ittiche. Inoltre il passaggio tramite la torre e l'ingresso del flusso idrico nella condotta avviene necessariamente a velocità molto ridotte, solitamente inferiori a 0,3 m/s: in questo modo è possibile evitare l'aspirazione di corpi grossolani (M. Wilf, 2007).

Per il sistema di intake in esame si assume che la torre di presa sia innalzata di 3 m rispetto al fondale e che la finestra di ingresso dell'acqua abbia un'altezza pari a 1 m. Il prelievo del flusso idrico avviene quindi ad una profondità di circa 8 m dal livello del mare.

La finestra della torre è dotata di tre griglie progressive, aventi rispettivamente cut-off di 100 mm, 60 mm e 30 mm.

Si vuole ora dimensionare il diametro dell'apertura della torre imponendo la condizione che la velocità del flusso in ingresso non superi 0,15 m/s. Il calcolo dell'area di accesso può essere effettuato mediante la seguente formula:

$$A_{finestra} = \frac{V_{al}}{v_{finestra} \cdot 3600 \text{ s/h}} \quad (9.3.1)$$

dove:

- $A_{finestra}$ = superficie utile di ingresso del flusso idrico nella torre di presa [m²];
- V_{al} = portata di acqua di mare alimentata all'impianto di dissalazione [m³/h];
- $v_{finestra}$ = velocità di ingresso del flusso idrico nella torre di presa [m/s].

Noto che la portata alimentata all'impianto V_{al} è di 6.188 m³/h, assumendo $v_{finestra}$ pari a 0,15 m/s, si trova una superficie utile di ingresso dell'acqua di mare equivalente a 11,46 m².

Una volta calcolata l'area di ingresso della finestra, è possibile valutare il diametro dell'apertura della torre, poiché ne è conosciuta l'altezza (1 m):

$$d_{finestra} = \frac{A_{finestra}}{h_{finestra} \cdot \pi} \quad (9.3.2)$$

Mediante la (9.3.2) si stabilisce che il diametro della finestra della torre di presa è pari a 3,65 m. In Figura 9.3.1 è riportata una rappresentazione schematica della torre di presa in cui sono evidenziate le grandezze dimensionate.

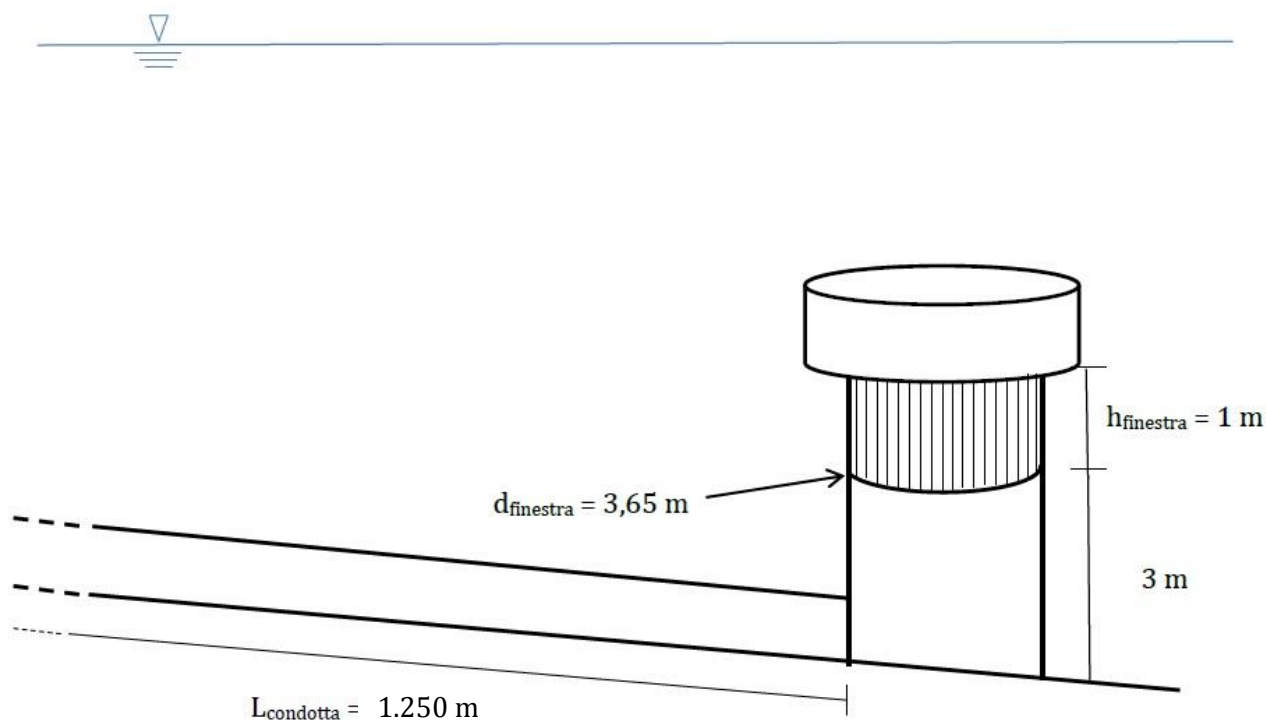


Figura 9.3.1 – Rappresentazione schematica della torre di presa, struttura che assolve il compito di convogliare l'acqua di mare nella condotta sottomarina ed è pertanto situata in corrispondenza del punto di prelievo. Tale installazione da una parte assicura che la presa sia realizzata ad un'altezza rialzata rispetto al fondale per limitare l'ingresso di solidi, dall'altra introduce una prima grigliatura, in grado di ridurre l'ingresso di corpi grossolani e specie ittiche. Vengono evidenziate le misure dell'altezza e del diametro della finestra, rispettivamente pari a 1 m e 3,65 m, oltre alla lunghezza della condotta di intake $L_{condotta}$ corrispondente a 1.250 m.

Infine occorre determinare il diametro della condotta di presa: esso può essere calcolato in modo da garantire che la portata di alimentazione sia caratterizzata da una velocità di 1 – 1,5 m/s. Infatti se la velocità fosse inferiore si verificherebbe probabilmente il deposito delle particelle aventi diametro superiore a 30 mm; d'altronde se tale parametro fosse maggiore si incorrerebbe in perdite di carico eccessive (M. Wilf, 2007).

Si sceglie di assumere un valore della velocità pari a 1,25 m/s, valore medio del range di ammissibilità. La formula usata per computare il diametro della tubazione di intake è di seguito riportata:

$$d_{intake} = \sqrt{\frac{V_{al}}{v_{al} \cdot 3600 \frac{s}{h} \cdot \pi}} \cdot 2 \quad (9.3.3)$$

dove V_{al} e v_{al} sono rispettivamente la portata e la velocità del flusso idrico in ingresso alla condotta di presa. Tramite la (9.3.3) si individua un valore di 1,323 m per il diametro della tubazione di intake.

In Tabella 9.3.1 vengono riportate le principali grandezze calcolate per il dimensionamento della sezione di intake.

Tabella 9.3.1 – Principali grandezze calcolate per il dimensionamento della sezione di intake, caratterizzata da un'opera di presa di tipo diretto sub-superficiale. Si ricordi che la portata di alimento all'impianto è di 6.188 m³/h.

Grandezza	Valore di progetto	Unità di misura
Lunghezza della condotta	1.250	m
Area della finestra della torre di presa	11,46	m ²
Altezza della finestra	1	m
Diametro della finestra della torre di presa	3,5	m
Diametro della condotta	1,323	m

10. LCA: CONFRONTO FRA DUE TECNOLOGIE DI PRETRATTAMENTO

Negli impianti di dissalazione possono essere utilizzate molteplici tecnologie, la cui scelta si basa su criteri di tipo tecnico ed economico; per poter prendere in considerazione anche i relativi impatti ambientali, è necessario disporre di indicatori e di metodi di valutazione appropriati, che consentano di individuare la soluzione più sostenibile in un dato contesto.

L'analisi del ciclo di vita (LCA, Life Cycle Assessment) è un metodo per la valutazione d'impatto ambientale di prodotti e di sistemi industriali. Il tipo di impatti considerati riguarda la scala globale, a differenza dello Studio di Impatto Ambientale in cui gli effetti sono analizzati nel contesto locale. Il riferimento normativo internazionale per l'esecuzione degli studi di LCA è rappresentato dalle norme ISO della serie 14040.

Nello specifico, per l'impianto di dissalazione simulato, l'analisi LCA è stata eseguita per determinare la tecnologia di pretrattamento meno impattante fra l'ultrafiltrazione e il filtro a sabbia. Tale analisi risulta innovativa nel panorama degli studi effettuati su impianti di dissalazione: essa rappresenta infatti una delle poche ricerche, condotta in ottica ambientale, relativa al confronto tra pretrattamenti; inoltre per la prima volta vengono inclusi gli effetti dovuti a queste tecnologie sull'unità di osmosi inversa.

L'analisi LCA consiste nella valutazione degli impatti ambientali alla scala globale di un processo industriale o di un prodotto "dalla culla alla tomba". L'obiettivo di tale approccio consiste nell'esaminare ogni fase del sistema produttivo, dall'estrazione delle materie prime fino allo smaltimento dei prodotti a fine vita, permettendo così di individuare la fase del sistema più impattante o di confrontare diverse tecnologie che svolgono la stessa funzione.

L'analisi LCA presenta una struttura suddivisibile in quattro punti principali:

1. Definizione degli Scopi e degli Obiettivi (*Goal Definition and Scoping*): è la fase preliminare in cui vengono definiti le finalità dello studio, l'unità funzionale, i confini del sistema studiato, il fabbisogno di dati, le assunzioni ed i limiti;
2. Analisi di inventario (*Life Cycle Inventory, LCI*): è la fase dedicata allo studio del ciclo di vita del processo industriale o dell'attività. Lo scopo principale è quello di ricostruire la via attraverso cui il fluire dell'energia e dei materiali permette il funzionamento del sistema produttivo in esame, tramite tutti i processi di trasformazione e trasporto;
3. Valutazione degli Impatti (*Life Cycle Impact Assessment, LCIA*): è lo studio dell'impatto ambientale provocato dal processo o dall'attività, ha lo scopo di evidenziare l'entità delle variazioni generate a seguito dei consumi di risorse e dei rilasci nell'ambiente, calcolati nell'inventario;
4. Interpretazione dei risultati (*Life Cycle Interpretation*): è la parte conclusiva di una LCA e ha lo scopo di proporre i cambiamenti necessari a ridurre l'impatto ambientale dei processi o delle attività considerate, oppure, se l'obiettivo dell'analisi è il confronto fra due tecnologie, consente di determinare quella meno impattante in relazione alle categorie d'impatto considerate dal metodo di valutazione prescelto.

Le quattro fasi (Fig. 10.1) non vanno considerate come blocchi separati, ma come parte di un processo iterativo che, con l'acquisizione di informazioni supplementari nel corso dello

studio, rende necessaria la revisione delle ipotesi formulate. Procedendo con la raccolta dei dati, il sistema è meglio conosciuto e possono emergere nuovi requisiti o limitazioni, che richiedono una revisione dell'obiettivo o del campo di applicazione dello studio.

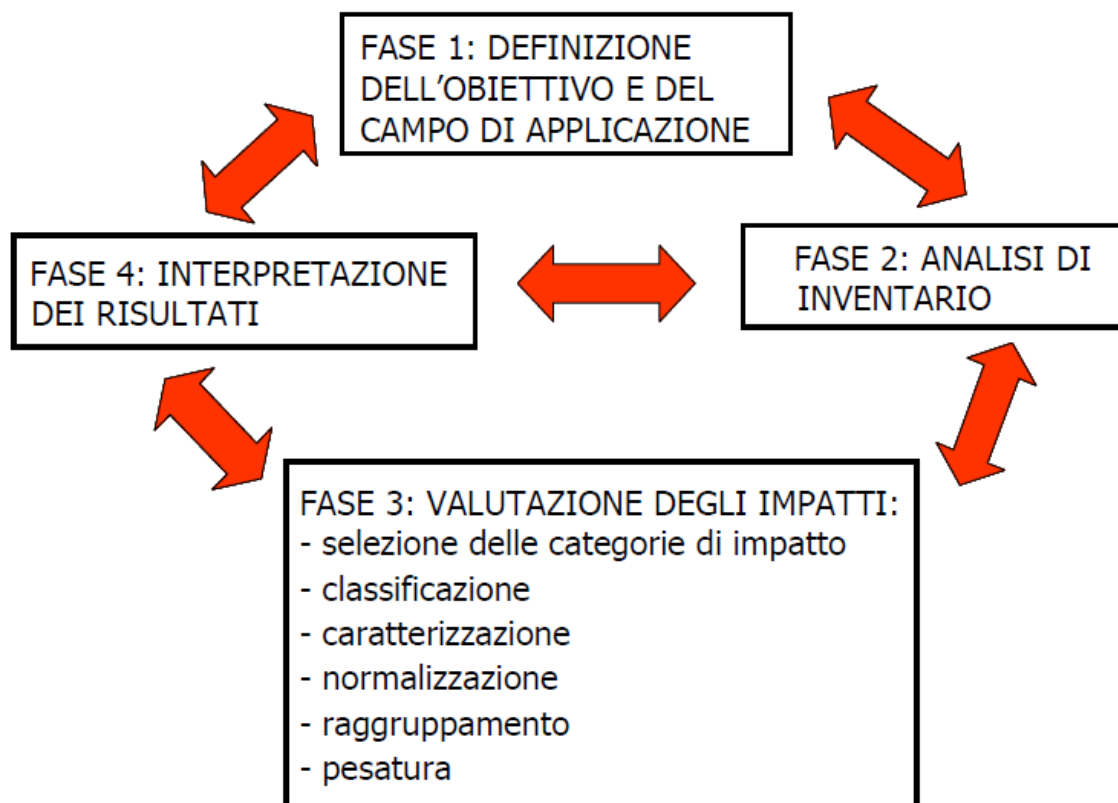


Figura 10.1 – Struttura dell'analisi del ciclo di vita LCA (L. Rigamonti, 2012).

Durante la fase di definizione degli scopi e degli obiettivi è fondamentale la scelta dei confini del sistema in esame, in quanto essa incide sul risultato dello studio. Due analisi relative allo stesso sistema produttivo ma con confini diversi conducono a risultati differenti e non confrontabili fra loro. Un ulteriore aspetto importante di questa prima fase è la determinazione dell'unità funzionale, definita come una "prestazione quantificata di un sistema di prodotto da utilizzare come riferimento in uno studio di LCA" (L. Rigamonti, 2012). L'unità funzionale rappresenta quindi un'unità di misura di riferimento a cui legare i flussi in entrata ed in uscita. L'assunzione di una determinata unità funzionale consente di normalizzare il sistema produttivo in esame ad una determinata funzione, di conseguenza tale unità dipende dallo scopo dell'analisi stessa.

Nello caso specifico di studi comparativi, come per l'unità di pretrattamento dell'impianto di dissalazione di Bari simulato, è necessario valutare l'equivalenza dei sistemi posti a confronto. I due processi devono essere esaminati utilizzando la stessa unità funzionale, i medesimi confini del sistema e identiche procedure di valutazione degli impatti.

L'analisi di inventario è la seconda fase di una LCA e consente di evidenziare tutti i flussi di input e di output connessi alle diverse fasi del ciclo di vita del sistema produttivo, realizzando un diagramma di flusso (Fig. 10.2).

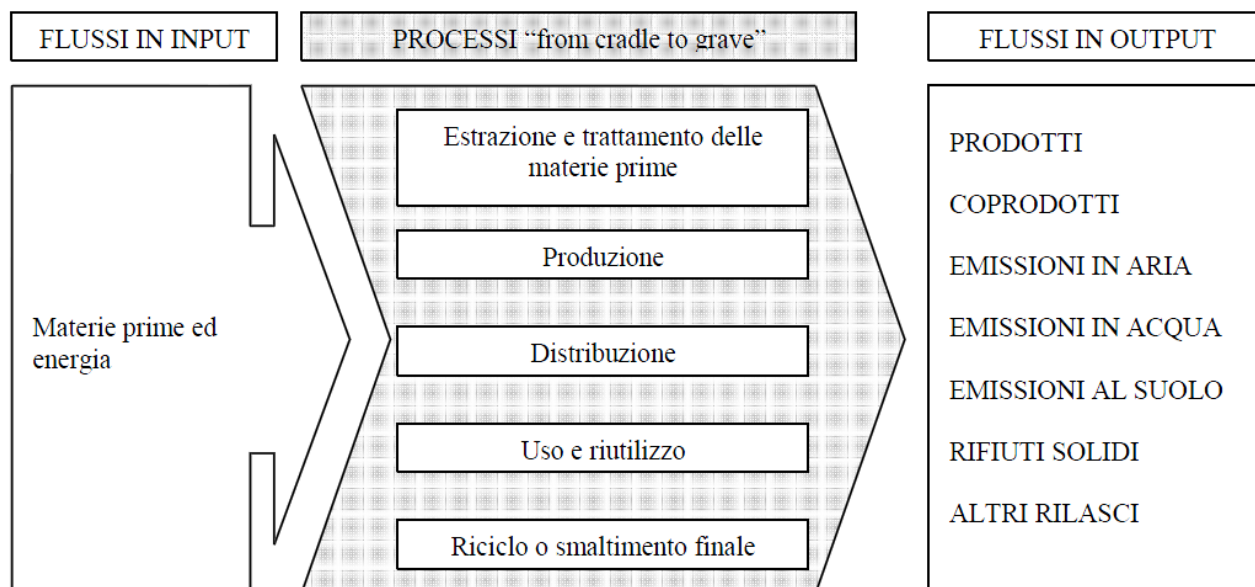


Figura 10.2 - Schema dei principali processi che appartengono ad un generico sistema studiato (L. Rigamonti, 2012).

Durante questa fase possono essere escluse volontariamente delle componenti minori del sistema o dei materiali, previa giustificazione; ad esempio nel confronto fra due tecnologie è possibile trascurare le fasi comuni, se esse presentano gli stessi flussi in ingresso e in uscita. Il risultato finale dell'analisi d'inventario è una sorta di bilancio ambientale dove non viene espresso nessun giudizio sugli effetti ambientali, ma vengono evidenziati esclusivamente i flussi di materia ed energia. La validità di tale bilancio è funzione della qualità dei dati, di conseguenza tale fase risulta essere iterativa: infatti man mano che i dati vengono raccolti si approfondisce la conoscenza del sistema e può essere necessaria l'introduzione di nuove limitazioni e assunzioni.

La terza fase di una LCA è la valutazione degli impatti ambientali (LCIA), che ha lo scopo di determinare l'entità delle alterazioni ambientali dovute al consumo di risorse naturali e ai rilasci nell'ambiente. Tale fase include la raccolta dei risultati degli indicatori per le diverse categorie d'impatto, dove per categoria d'impatto s'intende la classe che rappresenta i problemi ambientali d'interesse. Come descritto nella norma ISO 14040, tale fase è formata da diversi elementi obbligatori ed opzionali.

Le componenti obbligatorie sono:

- La selezione delle categorie di impatto, degli indicatori e dei modelli di caratterizzazione, a seconda del metodo scelto per la valutazione degli impatti verranno poi considerate certe categorie piuttosto che altre e per tali categorie certi indicatori piuttosto che altri;
- La classificazione, che consente di assegnare i risultati della fase LCI agli effetti ambientali prescelti, rappresentati da determinate categorie d'impatto;
- La caratterizzazione, ossia il calcolo degli indicatori di categoria convertendo i risultati dell'LCI in unità comuni tramite dei fattori di caratterizzazione e aggregando tali risultati all'interno della medesima categoria d'impatto.

Tra gli elementi opzionali vi sono:

- La normalizzazione, che consente di dare un quadro generale degli impatti esprimendo gli impatti di categoria con la stessa unità di misura in modo da ottenere degli indici sintetici per la valutazione complessiva del sistema in esame;
- Il raggruppamento di più categorie d'impatto in gruppi omogenei;
- La pesatura, ossia l'assegnazione di pesi alle diverse categorie d'impatto per confrontare i diversi effetti ambientali e giungere ad un unico indice che definisca l'impatto globale esercitato dall'attività in esame.

Infine, come ultima fase del processo iterativo di LCA, vi è l'interpretazione dei risultati, momento in cui gli esiti ottenuti nelle precedenti fasi di analisi di inventario e di valutazione degli impatti vengono collegati tra loro al fine di trarne delle conclusioni e delle raccomandazioni in riferimento all'obiettivo dello studio. Lo scopo di tale fase è l'individuazione dell'alternativa che assicura la massima efficienza dal punto di vista ambientale ed energetico; è inoltre possibile determinare le fasi più critiche del sistema produttivo studiato, in modo da stabilire le azioni correttive per migliorare le prestazioni ambientali del sistema stesso.

10.1. LCA CON IL SOFTWARE SIMAPRO 7.0

Il software SimaPro, implementato dalla società olandese Prè Consultant, è attualmente uno degli applicativi più diffusi a livello internazionale per condurre gli studi di LCA.

La prima versione di SimaPro è stata commercializzata nel 1990 e da allora è stato impiegato da utenti di oltre sessanta nazioni in tutto il mondo.

Tale strumento professionale permette di raccogliere, monitorare e analizzare le prestazioni ambientali di prodotti e servizi, esaminando in modo sistematico e trasparente cicli di vita semplici o complessi, coerentemente alle norme ISO 14040.

Il pacchetto è comunemente utilizzato dalle grandi industrie, dalle società di consulenza e in ambito universitario per condurre importanti valutazioni sulle prestazioni ambientali di una notevole varietà di prodotti, processi e servizi.

In quanto software noto, internazionalmente accettato e validato, SimaPro, nella sua versione 7.0, è stato quindi scelto come strumento per l'implementazione della nostra analisi.

Il programma garantisce inoltre una grande flessibilità: dispone di numerosi parametri di modellazione, permette l'analisi interattiva dei risultati e fornisce la possibilità di attingere a database di rilevanti dimensioni. La versione più recente è SimaPro 7.3.

10.1.1. CARATTERISTICHE DEL SOFTWARE

Sono disponibili sul mercato diversi pacchetti SimaPro, adattati a vari livelli di esigenze e approfondimento. Nello specifico vi sono tre versioni professionali fruibili da utenti singoli e un'unica versione multi-utente di rete, conveniente in caso di analisi sviluppate da un gruppo di lavoro. Le tre varianti utilizzabili dai singoli sono *SimaPro Compact*, versione più

semplificata allo scopo di fornire risultati di prima approssimazione, *SimaPro Analyst*, adatta per studi di LCA più approfonditi, e *SimaPro Developer*, pacchetto che integra funzioni di collegamento con altri software (ad esempio con Excel).

La sezione *Wizard* consente una modellazione facile e guidata.

Relativamente alla fase di inventario, l'utente si può avvalere di diverse banche dati nazionali, basate su statistiche economiche ed ambientali, per l'inserimento dei dati di input ed di output.

È possibile effettuare la valutazione degli impatti per ogni fase del modello tramite diversi indicatori. Tutti i risultati sono disponibili in forma numerica o mediante grafici e tabelle. L'analisi di tali risultati è di tipo interattivo, e l'utente può risalire immediatamente all'origine dei valori ottenuti.

SimaPro consente inoltre di modellare vari parametri eseguendo analisi di sensitività e di incertezza, definendo relazioni non lineari tra i parametri stessi e valutando scenari alternativi per il prodotto o il servizio in esame. Nello specifico, per lo studio dell'incertezza è previsto l'impiego del metodo Monte Carlo.

Infine, il software permette di presentare risultati personalizzati, scegliendo e impostando differenti modalità di raggruppamento e visualizzazione.

10.1.2. DATABASE UTILIZZATI

SimaPro è comprensivo di varie banche dati per l'inventario, che comprendono migliaia di processi e materiali. Di seguito vengono brevemente descritti i database utilizzati per la nostra analisi.

Ecoinvent

La banca dati Ecoinvent, di origine svizzera, copre quasi 4.000 processi relativi prevalentemente alle attività presenti in Svizzera e nell'Europa occidentale. I settori industriali contemplati includono gli ambiti energetici, trasportistici, edilizi, chimici, agricoli, di produzione di materiali e di trattamento degli inquinanti.

Tutti i processi sono dotati di un'ampia documentazione connessa alla descrizione dei dati: vengono infatti riportati nome, unità di misura, fonte, categoria e sottocategoria di appartenenza, oltre alle informazioni riguardanti l'incertezza.

ELCD

La banca dati ELCD è implementata dal Joint Research Centre, il laboratorio tecnico-scientifico a cui fa riferimento la Commissione europea. Sono inclusi 327 processi, i cui dati sono stati forniti e approvati da alcune delle maggiori imprese a livello internazionale. Nell'elaborazione di questo database particolare attenzione è stata posta alla qualità, consistenza e applicabilità dei dati stessi. I settori considerati sono inerenti all'energia, ai trasporti, ai materiali costruttivi e alla gestione dei rifiuti.

10.2. DEFINIZIONE DELL'OBIETTIVO DELLO STUDIO

Data l'importanza del processo di pretrattamento, rimarcata anche nel quadro progettuale di tale studio, è stata effettuata un'analisi LCA con l'obiettivo di valutare l'entità del carico ambientale derivante dai pretrattamenti ad ultrafiltrazione e con filtro a sabbia, in modo da scegliere la tecnologia più adeguata e meno impattante per l'impianto di dissalazione simulato di Bari ad osmosi inversa.

Per tale scopo si considerano due sistemi operativi costruiti sotto le stesse condizioni e in grado di restituire come output un'acqua dissalata della medesima qualità.

Per rendere tale confronto realistico, essendo l'impianto di Bari non esistente, si fa riferimento ai dati relativi all'impianto di dissalazione ad osmosi inversa progettato per la città di Fujairah (Emirati Arabi), per il quale è stata effettuata nell'anno corrente un'analisi simile a quella proposta per l'impianto di Bari simulato.

I discriminanti nella scelta tra un pretrattamento UF ed uno convenzionale sono le proprietà chimico-fisiche del flusso in ingresso all'impianto: nello specifico, per acque di alimentazione caratterizzate dalla presenza di solidi con granulometria particolarmente fine, di picoplankton, dovuto a fioriture algali, e di torbidità elevate (o frequenti picchi di torbidità) ci si avvale più frequentemente di sistemi di filtrazione a membrana.

Stadio fondamentale dell'analisi LCA, successivo all'individuazione dell'obiettivo, è la definizione dell'unità funzionale. Il ruolo principale dell'impianto consiste nella produzione di acqua potabile da integrare nella rete di approvvigionamento idrico ad oggi esistente, la quale non copre però il fabbisogno dell'area in esame. Di conseguenza è ragionevole assumere come unità funzionale 1 m³ di acqua potabile prodotta (T. Al Sarkal, H. A. Arafat, 2013).

Tale ipotesi è valida poiché si conduce un confronto tra due pretrattamenti diversi che danno luogo ad uno stesso output dall'unità di osmosi inversa (RO) in termini di quantità e qualità. L'acqua potabile prodotta rispetta, infatti in entrambi i casi con ampi margini, i limiti imposti dalla Direttiva Europea 98/83/CEE, riferita al consumo idrico umano. Nonostante ciò l'unità di osmosi inversa è inclusa nell'analisi, in quanto il flusso idrico in uscita dai due pretrattamenti ha impatti differenti sulle membrane RO in riferimento al loro tempo di vita e alla frequenza di lavaggio. In particolare i confini del sistema, oltre agli effetti che i pretrattamenti inducono sulla fase di osmosi inversa, includono tutti gli stadi del processo di pretrattamento relativi alla produzione di acqua filtrata in ingresso alle membrane RO.

Nello specifico, il pretrattamento ad ultrafiltrazione è composto dalle seguenti fasi:

- Clorazione tramite NaClO (C₁);
- Grigliatura grossolana con taglio di 10 mm (S₁);
- Aggiustamento del pH mediante dosaggio di H₂SO₄ (C₂);
- Coagulazione e flocculazione (V₃);
- Dosaggio di polielettroliti e dell'agente coagulante FeCl₃ (C₃ e C₄);
- Microgrigliatura con taglio di 120 µm (S₂);
- Filtrazione a membrana (F₁);
- Sistemi di lavaggio e controlavaggio (P₃, C₁', C₂', C₅, ST);
- Dosaggio di antiscalant e aggiustamento del pH mediante dosaggio di H₂SO₄ (C₆ e C₂'');

- Declorazione mediante dosaggio di NaHSO_3 (C_7).

Il pretrattamento tramite filtro a sabbia prevede invece i seguenti stadi:

- Clorazione tramite NaClO (C_1);
- Grigliatura grossolana con taglio di 10 mm (S_1);
- Aggiustamento del pH mediante dosaggio di H_2SO_4 (C_2);
- Coagulazione e flocculazione (V_3);
- Dosaggio di polielettroliti e dell'agente coagulante FeCl_3 (C_3 e C_4);
- Filtrazione granulare a doppio supporto filtrante (F_1);
- Trattamento Air Scouring (AS);
- Sistemi di lavaggio e contro lavaggio (P_2);
- Dosaggio di antiscalant e aggiustamento del pH mediante dosaggio di H_2SO_4 (C_5 e C_2');
- Declorazione mediante dosaggio di NaHSO_3 (C_6);
- Filtrazione a cartuccia con cut-off di $5 \mu\text{m}$ (F_2).

Si riportano gli schemi d'impianto della fase di pretrattamento nel caso di tecnologia UF e di sistema convenzionale rispettivamente in Figura 10.2.1 e 10.2.2.

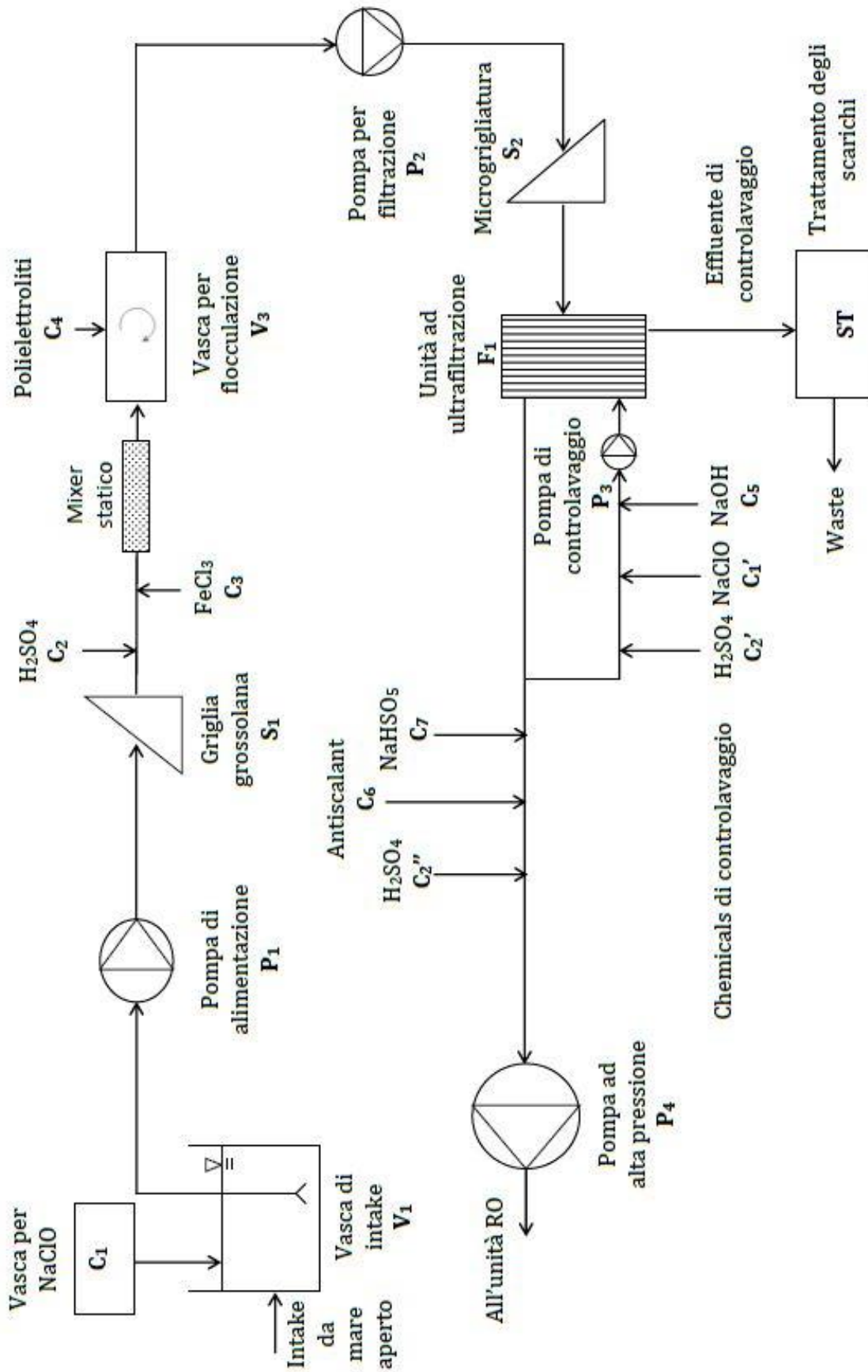


Figura 10.2.1 - Schema d'impianto relativo al pretrattamento con ultrafiltrazione progettato per l'impianto di dissalazione di Bari simulato.

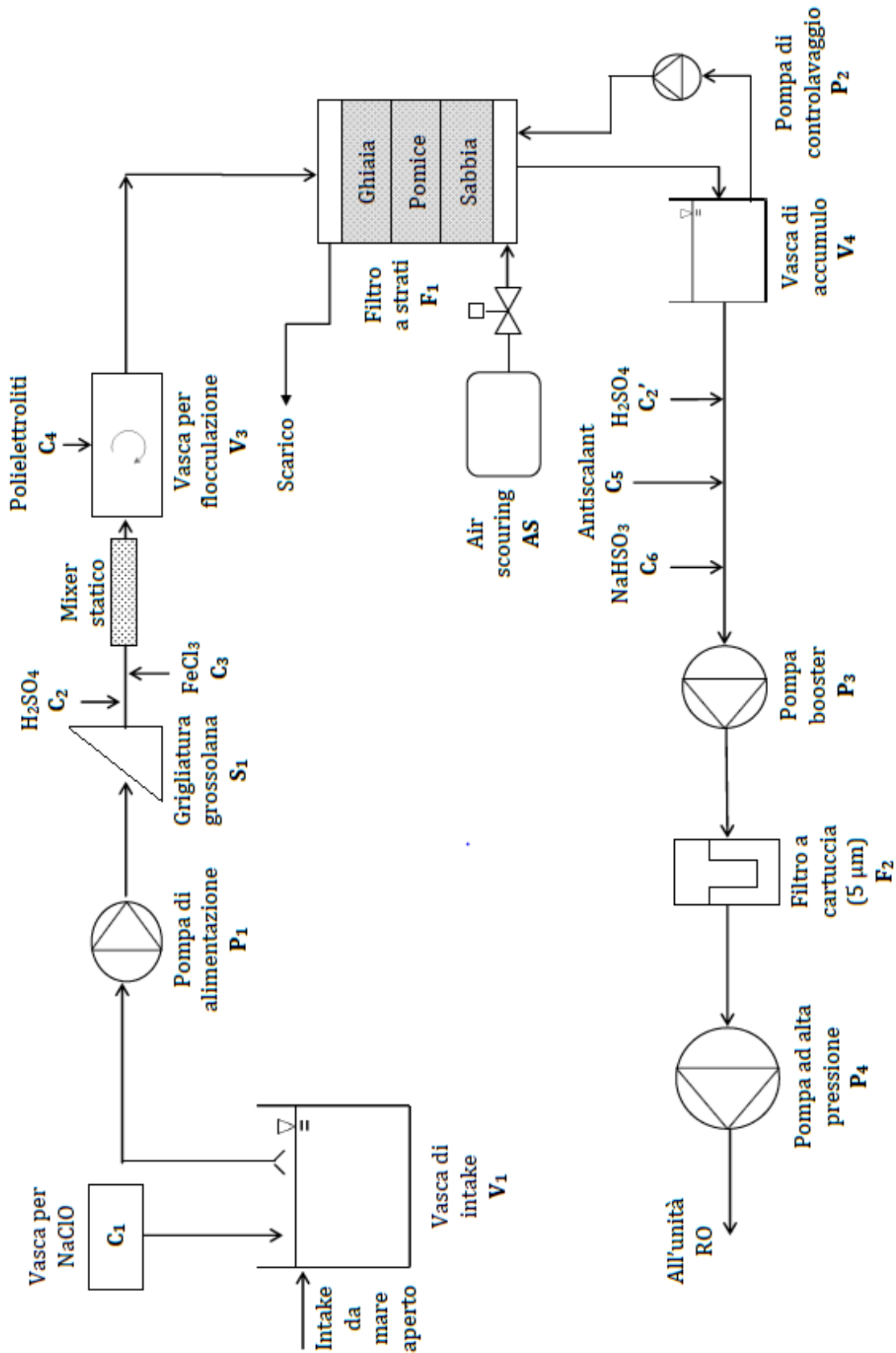


Figura 10.2.2 - Schema d'impianto relativo al pretrattamento con filtro a sabbia progettato per l'impianto di dissalazione di Bari simulato.

Di tutte le fasi costitutive dei due pretrattamenti posti a confronto, si è deciso di escludere dall'analisi LCA gli elementi comuni a livello qualitativo e quantitativo ad entrambe le tecnologie, in quanto comportano gli stessi impatti ambientali. Poiché l'agente coagulante FeCl_3 è immesso in misura differente nei due sistemi alternativi di pretrattamento, il suo dosaggio deve essere incluso nello studio.

Di seguito si riportano le componenti trascurate:

- Clorazione tramite NaClO (C_1);
- Grigliatura grossolana con taglio di 10 mm (S_1);
- Coagulazione e flocculazione (V_1);
- Dosaggio di polielettroliti (C_4);
- Dosaggio di antiscalant e aggiustamento del pH mediante dosaggio di H_2SO_4 ;
- Declorazione mediante dosaggio di NaHSO_3 ;
- Filtrazione a cartuccia con cut-off di 5 μm (F_2);
- Trattamento degli scarichi;
- Materiali da costruzione minori.

Di conseguenza per il sistema di pretrattamento ad ultrafiltrazione vengono considerate le seguenti componenti:

- Pompa di alimentazione (P_1);
- Dosaggio dell'agente coagulante FeCl_3 (C_3);
- Pompa di filtrazione (P_2);
- Filtrazione a membrana (F_1);
- Sistemi di lavaggio e controlavaggio (P_3 , C_1' , C_2' , C_5).

mentre per il filtro convenzionale si esaminano gli stadi di:

- Pompa di alimentazione (P_1);
- Dosaggio dell'agente coagulante FeCl_3 (C_3);
- Filtrazione granulare a doppio supporto filtrante (F_1);
- Pompa di controlavaggio (P_2);
- Trattamento Air Scouring (AS);
- Pompa booster (P_3);
- Filtrazione a cartuccia con cut-off di 5 μm (F_2).

Infine, prima di procedere con l'analisi LCA, è necessario sottolineare il fatto che lo scarico a mare di composti chimici derivanti dalle fasi di pretrattamento viene trascurato, in quanto per entrambe le tecnologie gli scarichi sono uguali e ridotti in quantità: anche da letteratura appare ragionevole considerare irrilevanti le differenze in qualità (*T. Al Sarkal, H. A. Arfat, 2013, Raluy et al., 2004, 2006*). Inoltre l'inquinamento acustico è considerato irrilevante, come riportato anche nello Studio di Impatto Ambientale effettuato in fase di progetto preliminare

per l'impianto di Bari stesso: esso infatti si colloca all'interno di un'area già fortemente industrializzata.

10.3. ANALISI DI INVENTARIO

L'analisi di inventario comporta in primo luogo la determinazione dei dati di input necessari al software SimaPro 7.0 per confrontare le due tecnologie di pretrattamento in esame. La maggior parte di questi andrebbe raccolta sul campo o facendo riferimento all'archivio di dati dell'impianto stesso. Essendo l'impianto di dissalazione in esame una simulazione dell'impianto per Bari, risulta difficile reperire dati specifici; di conseguenza è necessario assumere come riferimento un impianto analogo di dimensioni simili o maggiori, in modo da effettuare uno scaling opportuno a partire da una struttura classificata nella categoria "grandi dimensioni". Nello specifico si è deciso di utilizzare l'analisi LCA di confronto fra i pretrattamenti ad ultrafiltrazione e a filtro a sabbia relativa all'impianto di dissalazione ad osmosi inversa di Fujairah, città localizzata negli Emirati Arabi. La scelta è ricaduta su tale studio in quanto è stato effettuato nell'anno corrente, e riporta quindi dati riferiti a tecnologie recenti e all'avanguardia.

L'impianto di Fujairah (Fujairah-1) presenta una portata di alimentazione pari a 416.000 m³/giorno e, essendo il coefficiente di recovery α del 41%, la produzione di acqua potabile è di 170.500 m³/giorno. Si tratta quindi di un impianto con una capacità ben più elevata di quello progettato per la città di Bari, che prevede una portata in uscita di acqua potabile pari a 60.000 m³/giorno. Attualmente Fujairah-1 è dotato di un sistema di pretrattamento convenzionale, di conseguenza tutti i dati ad esso relativi derivano da misure in situ o dal database dell'impianto stesso.

Con l'obiettivo di migliorare le prestazioni attuali dell'impianto e di ridurre i consumi energetici, è stata valutata la possibilità di sostituire il pretrattamento convenzionale con uno ad ultrafiltrazione. Quest'ultimo è stato progettato avvalendosi dell'aiuto del software X-Flow 4.03, che ha permesso di ottenere i dati di progetto necessari al confronto, inclusi i dettagli relativi all'unità UF, al sistema di pompaggio, al consumo di agenti chimici e alla frequenza di lavaggio.

L'analisi LCI presentata di seguito considera come orizzonte temporale di riferimento 50 anni, tempo di vita medio di un filtro convenzionale. Le membrane ad ultrafiltrazione presentano un tempo di vita medio pari a 8 anni, di conseguenza andranno cambiate circa 6 volte nell'arco di tempo preso come riferimento.

Nelle Tabelle 10.3.1 e 10.3.2 vengono riportati i dati necessari all'analisi di LCA rispettivamente per il pretrattamento con filtro a sabbia e per il pretrattamento ad ultrafiltrazione.

A tal proposito, di seguito vengono elencati i composti considerati e le corrispondenti formule utilizzate per il calcolo della quantità consumata (espressa in kg) di ciascun agente chimico per 1 m³ di acqua potabile prodotta.

a. Cloruro ferrico $FeCl_3$ per migliorare la coagulazione

Come agente coagulante si è scelto di utilizzare $FeCl_3$, preferibile rispetto ad un composto a base di alluminio. Il cloruro ferrico viene quindi impiegato per ottimizzare la coagulazione delle particelle, garantendo così una migliore filtrazione.

Si adopera una soluzione commerciale al 40% in peso di $FeCl_3$, avente densità pari a 1,425 kg/m^3 . La concentrazione di $FeCl_3$ nella soluzione commerciale immessa nel flusso di processo è perciò di 570 $g/L_{soluz.comm}$.

Il dosaggio della soluzione commerciale considerata varia però a seconda del tipo di pretrattamento: nel filtro convenzionale si iniettano 108,6 $L_{soluz.comm}/h$, mentre nel sistema ad ultrafiltrazione si introducono 54,3 $L_{soluz.comm}/h$.

Caso convenzionale:

$$Q_{FeCl_3} = 570 \frac{g FeCl_3}{L_{soluz comm}} \cdot 108,6 \cdot 10^{-3} \frac{kg FeCl_3}{g} \cdot \frac{1}{Q_{out}} = 0,02476 \frac{kg FeCl_3}{m^3} \quad (10.3.1)$$

Caso UF:

$$Q_{FeCl_3} = 570 \frac{g FeCl_3}{L_{soluz comm}} \cdot 54,3 \cdot 10^{-3} \frac{kg FeCl_3}{g} \cdot \frac{1}{Q_{out}} = 0,01238 \frac{kg FeCl_3}{m^3} \quad (10.3.2)$$

Con Q_{out} è indicata la portata di acqua potabile in uscita dall'impianto di Bari, pari a 2.500 m^3/h .

b. Agenti chimici per il lavaggio delle membrane UF

Una volta al giorno, nel sistema di pretrattamento UF, viene effettuato un controlavaggio intenso, dalla durata di 20 minuti (M. Wilf, 2007) coadiuvato dall'impiego di tre agenti chimici, detto Chemical Enhanced Backwash (CEB). I chemicals utilizzati sono l'idrossido di sodio NaOH, per evitare le incrostazioni organiche, l'acido solforico H_2SO_4 , per ridurre le incrostazioni inorganiche e l'ipoclorito di sodio NaClO, che viene utilizzato per acque di mare dove l'impiego della sola NaOH produce effetti limitati. Tali composti sono alimentati mediante soluzioni con concentrazioni in peso rispettivamente pari a 90%, 93% e 12%.

Una volta ogni tre mesi si esegue un lavaggio più intenso, detto Clean In Place (CIP), della durata di 4 ore, utilizzando gli stessi agenti chimici impiegati nel controlavaggio giornaliero, oltre a eventuali detergenti (M. Wilf, 2007). Tale lavaggio è da effettuarsi però solo nel caso in cui si riscontri un significativo aumento del fenomeno di fouling, quindi l'ulteriore apporto di composti chimici dovuto al CIP può essere considerato trascurabile. Durante tali operazioni la vasca in cui sono immerse le membrane viene riempita con la soluzione di lavaggio stabilita.

In questo caso, non disponendo del dosaggio di tali soluzioni si considerano i dati relativi all'impianto di Fujairah, il quale presenta la stessa tipologia di lavaggio ipotizzata per l'impianto di Bari simulato.

$$Q_{NaClO} = 145,2 \frac{g NaClO}{L_{soluz comm}} \cdot 212 \frac{L_{soluz comm}}{h} \cdot 10^{-3} \frac{kg NaClO}{g} \cdot \frac{1}{Q_{out}} = \quad (10.3.3)$$

$$= 0,000513 \frac{kg NaClO}{m^3}$$

$$Q_{\text{NaOH}} = 1350 \frac{\text{g NaOH}}{L_{\text{soluz comm}}} \cdot 26 \frac{L_{\text{soluz comm}}}{\text{h}} \cdot 10^{-3} \frac{\text{kg}}{\text{g}} \text{NaOH} \cdot \frac{1}{Q_{\text{out}}} = \quad (10.3.4)$$

$$= 0,000585 \frac{\text{kg NaOH}}{\text{m}^3}$$

$$Q_{\text{H}_2\text{SO}_4} = 1704,69 \frac{\text{g H}_2\text{SO}_4}{L_{\text{soluz comm}}} \cdot 68 \frac{L_{\text{soluz comm}}}{\text{h}} \cdot 10^{-3} \frac{\text{kg}}{\text{g}} \text{H}_2\text{SO}_4 \cdot \frac{1}{Q_{\text{out}}} = \quad (10.3.5)$$

$$= 0,001932 \frac{\text{kg H}_2\text{SO}_4}{\text{m}^3}$$

Nelle formule riportate i valori 212 L_{soluz.com}/h, 26 L_{soluz.com}/h e 68 L_{soluz.com}/h rappresentano il dosaggio delle soluzioni commerciali rispettivamente di NaClO, di NaOH e di H₂SO₄. Le cifre aventi come unità di misura $\frac{\text{g NaClO}}{L_{\text{soluz comm}}}$ indicano invece le concentrazioni effettive dei composti all'interno delle rispettive soluzioni commerciali.

Tabella 10.3.1 – Tabella di inventario relativa al filtro a sabbia, che evidenzia i materiali, l'energia e le relative quantità rapportate a 1 m³ di acqua potabile prodotta.

FILTRO A SABBIA				
COMPONENTI	MATERIALE	DATI BARI	U.M.	Fonte
Pompa di alimentazione				
Pompa e motore	Acciaio inossidabile X5CrNiMo18 (316) I	3,400E-05	kg/m ³	(T. Al Sarkal, H. A. Arafat, 2013)
Telaio del motore	Polipropilene	5,780E-07	kg/m ³	
Energia	Produzione energia elettrica + importazione	2,110E-01	kWh/m ³	Tab. 6.2.2
Agenti chimici				
Agente coagulante	FeCl ₃	2,476E-02	kg/m ³	(G. Migliorini, E. Luzzo, 2004)
Filtro a sabbia				
Calcestruzzo rinforzato per la sovrastruttura	Calcestruzzo rinforzato I	3,120E-03	kg/m ³	(T. Al Sarkal, H. A. Arafat, 2013)
Sabbia	Sabbia	1,250E-03	kg/m ³	
Pomice	Pomice	5,290E-04	kg/m ³	
Ghiaia	Ghiaia	1,980E-04	kg/m ³	
Calcestruzzo rinforzato per le fondamenta	Calcestruzzo rinforzato I	1,700E-03	kg/m ³	
Sistemi di lavaggio e controlavaggio				
Energia per i controlavaggi	Produzione energia elettrica + importazione	2,800E-02	kWh/m ³	Tab. 6.2.2
Energia per air scouring	Produzione energia elettrica + importazione	1,230E-03	kWh/m ³	(T. Al Sarkal, H. A. Arafat, 2013)
Filtro a cartuccia				
Cartuccia	PVDC-B250	4,700E-04	kg/m ³	(T. Al Sarkal, H. A. Arafat, 2013)
Pompa booster e motore	Acciaio inossidabile X5CrNiMo18 (316) I	3,400E-05	kg/m ³	
Telaio del motore	Polipropilene	5,780E-07	kg/m ³	
Energia pompa booster	Produzione energia elettrica + importazione	1,100E-01	kWh/m ³	

Tabella 10.3.2 - Tabella di inventario relativa all'unità di ultrafiltrazione, che evidenzia i materiali, l'energia e le relative quantità rapportate a 1 m³ di acqua potabile prodotta.

ULTRAFILTRAZIONE				
COMPONENTI	MATERIALE	DATI BARI	U.M.	FONTI
Pompa di alimentazione				
Pompa e motore	Acciaio inossidabile X5CrNiMo18 (316) I	5,390E-05	kg/m ³	(T. Al Sarkal, H. A. Arafat, 2013)
Telaio del motore	Polipropilene	5,780E-07	kg/m ³	
Energia	Produzione energia elettrica + importazione	8,400E-02	kWh/m ³	Tab. 6.2.1
Agenti chimici				
Agente coagulante	FeCl ₃	1,238E-02	kg/m ³	(G. Migliorini, E. Luzzo, 2004)
Sistema UF				
PVC per tubature	PVC	1,420E-04	kg/m ³	(T. Al Sarkal, H. A. Arafat, 2013)
UPVC per moduli	UPVC	1,600E-05	kg/m ³	
Membrane PES/PVP	PES	2,919E-07	kg/m ³	(G. Solini, 2013)
Acciaio per la struttura	Acciaio inossidabile X5CrNiMo18 (316) I	1,150E-04	kg/m ³	(T. Al Sarkal, H. A. Arafat, 2013)
Fondamenta	Cemento armato I	4,110E-03	kg/m ³	
Acciaio per lamina	GS-25CrMo4 I	2,120E-04	kg/m ³	
Alluminio per lamina	Alluminio	1,610E-04	kg/m ³	
Pompa di filtrazione e motore	Acciaio inossidabile X5CrNiMo18 (316) I	5,390E-05	kg/m ³	
Telaio del motore	Polipropilene	5,780E-07	kg/m ³	
Consumo energetico pompa di filtrazione	Produzione energia elettrica + importazione	1,260E-01	kWh/m ³	Tab. 6.2.1
Consumo energetico compressore	Produzione energia elettrica + importazione	1,000E-02	kWh/m ³	(T. Al Sarkal, H. A. Arafat, 2013)
Sistemi di lavaggio e controlavaggio				
Energia	Produzione energia elettrica + importazione	1,400E-02	kWh/m ³	Tab. 6.2.1
Agenti chimici per lavaggio				
NaOH	Idrossido di sodio	5,850E-04	kg/m ³	(T. Al Sarkal, H. A. Arafat, 2013), (G. Solini, 2013)
NaOCl	Ipclorito di sodio	5,130E-04	kg/m ³	
H ₂ SO ₄	Acido solforico	1,932E-03	kg/m ³	
Cisterna per agenti chimici	Fibra di vetro rinforzata	2,890E-06	kg/m ³	(T. Al Sarkal, H. A. Arafat, 2013)

I confini del sistema considerati nell'analisi LCA includono anche l'unità a osmosi inversa: infatti da letteratura (P. H. Wolf et al., 2005) è noto che le due tecnologie di pretrattamento provocano effetti diversi sulle membrane RO relativamente alla frequenza di lavaggio e al tempo di vita medio delle membrane stesse. In Tabella 10.3.3 vengono evidenziate tali differenze.

Tabella 10.3.3 – Confronto tra gli effetti provocati dal filtro a sabbia e dall'ultrafiltrazione sull'unità a osmosi inversa in termini di tasso di ricambio delle membrane e frequenza di lavaggio delle stesse.

Effetti sull'unità a osmosi inversa		
	Filtro a sabbia	Ultrafiltrazione
Tasso di ricambio delle membrane RO	14% all'anno	10% all'anno
Frequenza di lavaggio delle membrane RO	4-12 volte all'anno	1-2 volte all'anno

Dalla Tabella 10.3.3 si evince che il filtro convenzionale comporta un numero di extra lavaggi delle membrane RO pari a 10 (nel caso peggiore) ed un tasso di ricambio delle stesse maggiore di quello relativo all'ultrafiltrazione del 4%. Ciò comporta un consumo di energia e di agenti chimici maggiore per il pretrattamento con filtro a sabbia, oltre al fatto che le membrane ad osmosi inversa devono essere sostituite più frequentemente. Di conseguenza questi fattori potrebbero avere un peso significativo nella LCA del filtro convenzionale. Nel considerare l'unità a osmosi inversa vengono trascurati i materiali costitutivi dell'unità stessa e del sistema di lavaggio delle membrane RO, essendo uguali per entrambi i pretrattamenti. Per quanto riguarda la frequenza di lavaggio, gli aspetti da considerare sono di seguito affrontati.

Relativamente al consumo energetico (da esprimersi in kWh/m³) si considera il caso peggiore per entrambi i pretrattamenti, ovvero il massimo numero di lavaggi da effettuare in un anno. Per determinare tale dato viene utilizzato il consumo energetico dovuto ad un lavaggio delle membrane UF, in quanto l'energia spesa può essere considerata la stessa in prima approssimazione. Tale valore verrà moltiplicato per 10 lavaggi extra all'anno causati dall'impiego di un filtro convenzionale, e verrà aggiunto esclusivamente all'energia totale consumata da tale pretrattamento:

$$E_{extra\ lavaggi} = 10 \cdot E_{lavaggi\ UF} \quad (10.3.6)$$

La scelta della soluzione di lavaggio delle membrane RO deriva dalla consultazione delle procedure di lavaggio consigliate dalla Nitto Denko Corporation, casa produttrice delle membrane a osmosi inversa scelte per l'impianto di Bari. Nello specifico viene utilizzata una soluzione di acido cloridrico (HCl) utile per rimuovere sostanze inorganiche e materiali colloidali, che rappresentano le principali cause di incrostazioni. Di seguito vengono riportati i dati necessari e le formule per determinare il consumo di HCl relativo a 10 lavaggi extra.

- Densità HCl: $\rho_{HCl} = 1,19 \text{ kg/L}$
- Quantità di HCl necessaria per 379 L di acqua di diluizione (K. Kouno, 2007):
 $Q_{HCl} = 1,78L$
- Quantità di HCl necessaria per 1 m³ di acqua di lavaggio (acqua dissalata):

$$Q_{HCl} (1 \text{ lavaggio}) = \frac{\rho_{HCl} \cdot Q_{HCl} \cdot \frac{1}{3} h \cdot 260 \frac{m^3}{h}}{0,379 m^3} = 484,373 \frac{kg \text{ HCl}}{\text{lavaggio}} \quad (10.3.7)$$

dove:

- 260 m³/h è la portata di controlavaggio che viene effettuato una volta al giorno con una durata di 20 minuti.
- Consumo di HCl per 10 lavaggi extra dovuti all'utilizzo del filtro convenzionale:

$$Q (HCl)_{10 \text{ lavaggi/anno}} = \frac{484,373 \text{ kg(HCl)} \cdot 10 \frac{1}{\text{anno}}}{2500 \frac{m^3}{h} \cdot 8000 \frac{h}{\text{anno}}} = 0,000242 \frac{kg \text{ HCl}}{m^3} \quad (10.3.8)$$

dove:

- 2500 m³/h = acqua potabile prodotta dall'impianto di dissalazione di Bari
- 8000 h/anno = ore di funzionamento all'anno dell'impianto di Bari

Il consumo di HCl, calcolato precedentemente, verrà conteggiato esclusivamente per il filtro a sabbia.

Un ulteriore aspetto da considerare è il tempo di vita medio delle membrane a osmosi inversa, in quanto è influenzato dal tipo di pretrattamento prescelto. Dalla Tabella 10.3.3 si deduce che il filtro convenzionale presenta un tasso di ricambio delle membrane RO superiore del 4 % rispetto a quello del pretrattamento ad ultrafiltrazione; ciò comporta un consumo maggiore del materiale costitutivo delle membrane stesse, ovvero la poliammide, una macromolecola caratterizzata dal gruppo ammidico CO-NH.

Per il dimensionamento dello stadio RO si è fatto riferimento all'analisi progettuale e di processo elaborata per l'impianto pugliese (G. Solini, 2013). Per il dissalatore di Bari simulato si è scelto di configurare la sezione di osmosi inversa secondo la modalità double-pass: il permeato proveniente dal primo passo è sottoposto ad un secondo passo di permeazione. Mediante questo assetto è quindi possibile ottenere una migliore qualità del prodotto finito rispetto al caso di step singolo.

Per il primo passo (denominato RO₁) si è stabilito di utilizzare le membrane High Rejection SWRO e High Rejection SWRO Low Energy, prodotte da Toray. Per il passo seguente si è scelto invece il modello Brackish Water RO, realizzato dalla medesima casa.

Di seguito vengono riportati i dati necessari e le formule per il calcolo del consumo extra di poliammide dovuto all'utilizzo di un filtro convenzionale.

- Densità poliammide: $\rho(\text{poliammide}) = 1.140 \text{ kg/m}^3$
- Numero totale di membrane determinato considerando la maggior portata transitante nell'impianto, ovvero per il primo passo 2.618 m³/h e per il secondo passo 668 m³/h:
 $N_{tot} = N_{RO1} + N_{RO2} = 4.004 + 468 = 4.472$
- Spessore di una membrana RO₁: $s_{RO1} = 0,000711 \text{ m}$
- Area attiva di una membrana RO₁: $A_{RO1} = 40,88 \text{ m}^2$

- Spessore di una membrana RO₂ : $s_{RO2} = 0,000850$ m
- Area attiva di una membrana RO₂: $A_{RO2} = 40,88$ m²
- Volume totale delle membrane RO:

$$V_{tot} = N_{RO1} \cdot A_{RO1} \cdot s_{RO1} + N_{RO2} \cdot A_{RO2} \cdot s_{RO2} = 132,674 \text{ m}^3$$

- Quantità di poliammide espressa in kg:

$$\rho(\text{poliammide}) \cdot V_{tot} = 151.248,113 \text{ kg}$$

- Consumo extra di poliammide:

$$Q_{\text{poliammide extra}} = \frac{151.248,113 \text{ kg} \cdot 0,04 \frac{1}{\text{anno}}}{20.000.000 \frac{\text{m}^3}{\text{anno}}} = 0,000302 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \quad (10.3.9)$$

Come effettuato precedentemente per il consumo energetico e di HCl, anche l'extra-consumo di poliammide verrà conteggiato esclusivamente nell'analisi di inventario del filtro a sabbia.

Gli effetti della presenza del filtro a sabbia sull'unità a osmosi inversa vengono riassunti nella seguente tabella, che va integrata a quella di inventario relativa al sistema convenzionale (Tab. 10.3.1).

Tabella 10.3.4 – Effetti del filtro a sabbia sull'unità RO da integrare all'interno dell'inventario di tale sistema di pretrattamento.

FILTRO A SABBIA				
COMPONENTI	MATERIALE	DATI BARI	U.M.	FONTE
Membrane RO				
Energia (extra-lavaggio)	Energia elettrica, alto voltaggio, Italia	1,40E-01	kWh/m ³	Espressione (6.3.6)
Agente chimico per lavaggio	HCl	2,422E-04	kg/m ³	(K. Kouno, 2007)
Poliammide (materiale membrane RO)	Poliammide	3,025E-04	kg/m ³	

Una volta individuati ed ottenuti tutti i dati necessari, per concludere la fase di LCI è necessario selezionare in ambiente SimaPro i database che contengono i materiali d'interesse e che fanno riferimento all'area geografica di appartenenza dell'impianto preso in esame. A tal proposito sono stati considerate la banche dati Ecoinvent ed ELCD, inerenti al contesto europeo. In Tabella 10.3.5 e 10.3.6 vengono riportati, rispettivamente per il pretrattamento con filtro convenzionale e per l'ultrafiltrazione, i componenti e i relativi materiali selezionati all'interno delle basi di dati precedentemente enunciate.

Tabella 10.3.5 – Componenti del pretrattamento con filtro a sabbia e relativi materiali selezionati in SimaPro.

Elemento	Elemento di rif. scelto in SimaPro	Q.tà	U.M.	Database
Calcestruzzo rinforzato	Concrete, block, at plant/DE S	4,820E-03	kg/m ³	Ecoinvent
Acciaio inossidabile	Stainless steel hot rolled coil, annealed & pickled, elec. arc furnace route, prod. mix, grade 304 RER S	6,800E-05	kg/m ³	ELCD
Sabbia	Sand, at mine/CH S	1,250E-03	kg/m ³	Ecoinvent
Pomice	Pumice, at mine/DE S	5,290E-04	kg/m ³	Ecoinvent
Ghiaia	Gravel, unspecified, at mine/CH S	1,980E-04	kg/m ³	Ecoinvent
FeCl ₃	Iron (III) chloride, 40% in H ₂ O, at plant/CH S	2,476E-02	kg/m ³	Ecoinvent
Energia	Electricity, high voltage, at grid/IT S	4,902E-01	kWh/m ³	Ecoinvent
Polipropilene	Polypropylene, granulate, at plant/RER S	1,156E-06	kg/m ³	Ecoinvent
Agente chimico (acido cloridrico) per lavaggio	Hydrochloric acid, 36% in H ₂ O, from reacting propylene and chlorine, at plant/RER S	2,422E-04	kg/m ³	Ecoinvent
Poliammide (materiale membrane RO)	Polyamide 6.6 fibres (PA 6.6), from adipic acid and hexamethylene diamine (HMDA), prod. mix, EU-27 S	3,025E-04	kg/m ³	ELCD
Cartuccia	Polyvinylidenechloride, granulate, at plant/RER S	4,700E-04	kg/m ³	Ecoinvent

Tabella 10.3.6 – Componenti del pretrattamento ad ultrafiltrazione e relativi materiali selezionati in SimaPro.

Elemento	Elemento di rif. scelto in SimaPro	Q.tà	U.M.	Database
Acciaio inossidabile	Stainless steel hot rolled coil, annealed & pickled, elec. arc furnace route, prod. mix, grade 304 RER S	2,228E-04	kg/m ³	ELCD
Polipropilene	Polypropylene, granulate, at plant/RER S	1,156E-06	kg/m ³	Ecoinvent
PVC per tubature	Polyvinylchloride, suspension polymerised, at plant/RER S	1,420E-04	kg/m ³	Ecoinvent
UPVC per moduli	Polyvinylchloride, bulk polymerised, at plant/RER S	1,600E-05	kg/m ³	Ecoinvent
Membrane PES/PVP	Polycarbonate, at plant/RER S	2,919E-07	kg/m ³	Ecoinvent
Cemento armato	Concrete, block, at plant/DE S	4,110E-03	kg/m ³	Ecoinvent
Acciaio GS-25CrMo4 I	Chromium steel 18/8, at plant/ RER S	2,120E-04	kg/m ³	Ecoinvent
Alluminio	Aluminium, primary, at plant/RER S	1,610E-04	kg/m ³	Ecoinvent
NaOH	Sodium hydroxide, 50% in H ₂ O, production mix, at plant/RER S	5,850E-04	kg/m ³	Ecoinvent
NaOCl	Sodium hypochlorite, 15% in H ₂ O, at plant/RER S	5,130E-04	kg/m ³	Ecoinvent
H ₂ SO ₄	Sulphuric acid, liquid, at plant/RER S	1,932E-03	kg/m ³	Ecoinvent
FeCl ₃	Iron (III) chloride, 40% in H ₂ O, at plant/CH S	1,238E-02	kg/m ³	Ecoinvent
Fibra di vetro rinforzata	Glass fibre, at plant/RER S	2,890E-06	kg/m ³	Ecoinvent
Energia	Electricity, high voltage, at grid/IT S	2,340E-01	kWh/m ³	Ecoinvent

In entrambi i pretrattamenti, per quanto riguarda l'energia elettrica, è stato considerato il mix energetico italiano già presente all'interno del database Ecoinvent di SimaPro.

Nel caso specifico del pretrattamento ad ultrafiltrazione non è stato trovato, in nessuno dei tre database considerati, il materiale delle membrane UF, ovvero il polietersolfone (PES); di conseguenza è stato considerato come succedaneo ad esso il policarbonato, in quanto il PES è costituito da tale plastica (Mitsui Chemical INC., 2012). Lo stesso problema è stato riscontrato per il polivinilcloruro non plastificato (UPVC), utilizzato per i moduli dell'unità UF. Tale materiale è stato sostituito con il "PVC Bulk", considerato il più resistente fra i PVC presenti nel database Ecoinvent.

Il risultato finale dell'analisi di inventario è una sorta di bilancio ambientale dove vengono evidenziati i flussi di materia e di energia necessari al funzionamento del pretrattamento. Nelle Figure 10.3.1 e 10.3.2 si mostrano i suddetti diagrammi di flusso, dove in aggiunta vengono mostrati gli impatti relativi alle varie componenti di entrambi i pretrattamenti quantificati in kg di CO₂ equivalente. Per effettuare tale operazione ci si avvale di fattori di conversione implementati dall'IPCC.

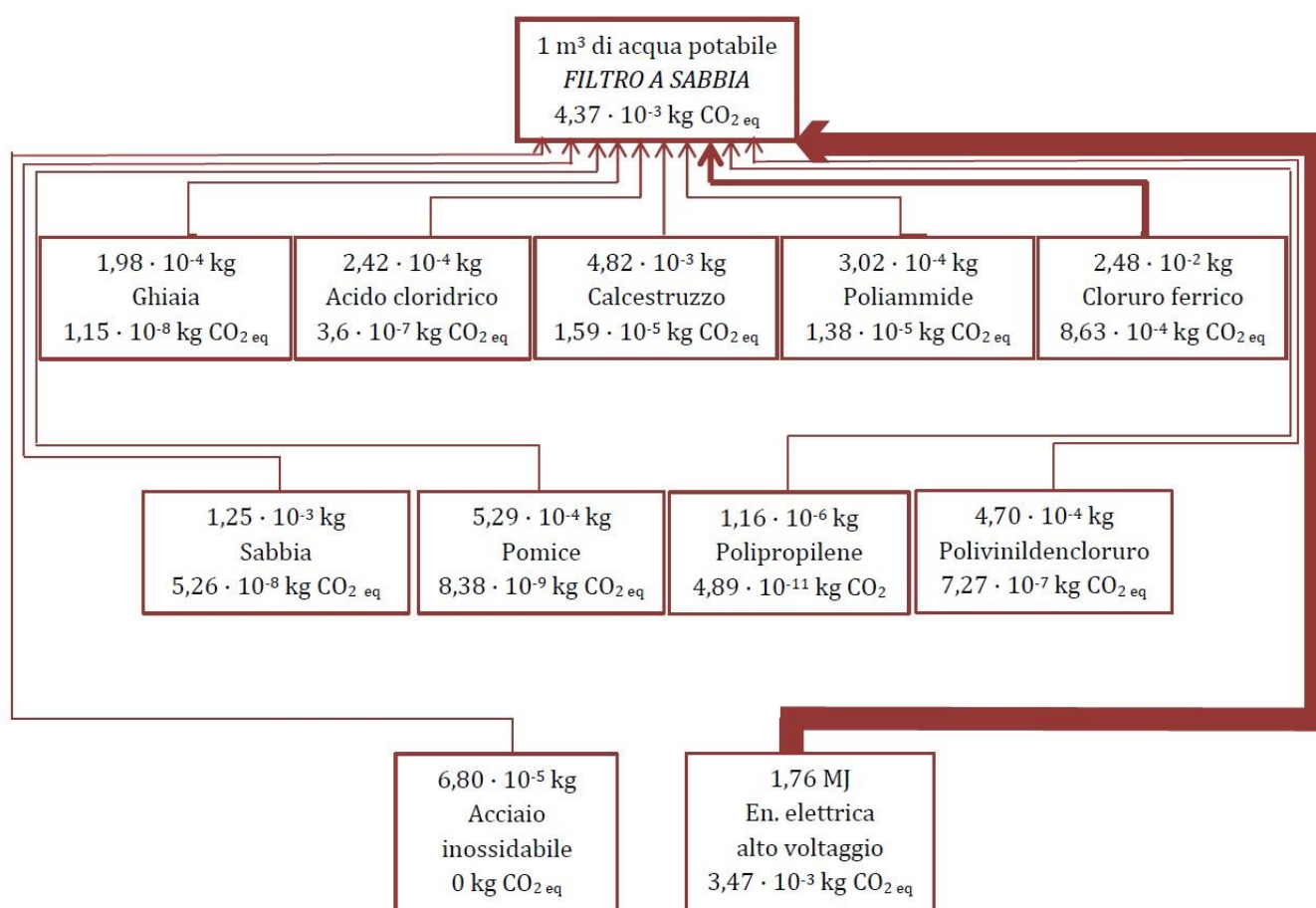


Figura 10.3.1 – Diagramma di flusso elaborato per il filtro a sabbia, dove vengono mostrati anche gli impatti relativi alle singole componenti del pretrattamento in esame quantificati in CO₂ equivalente.

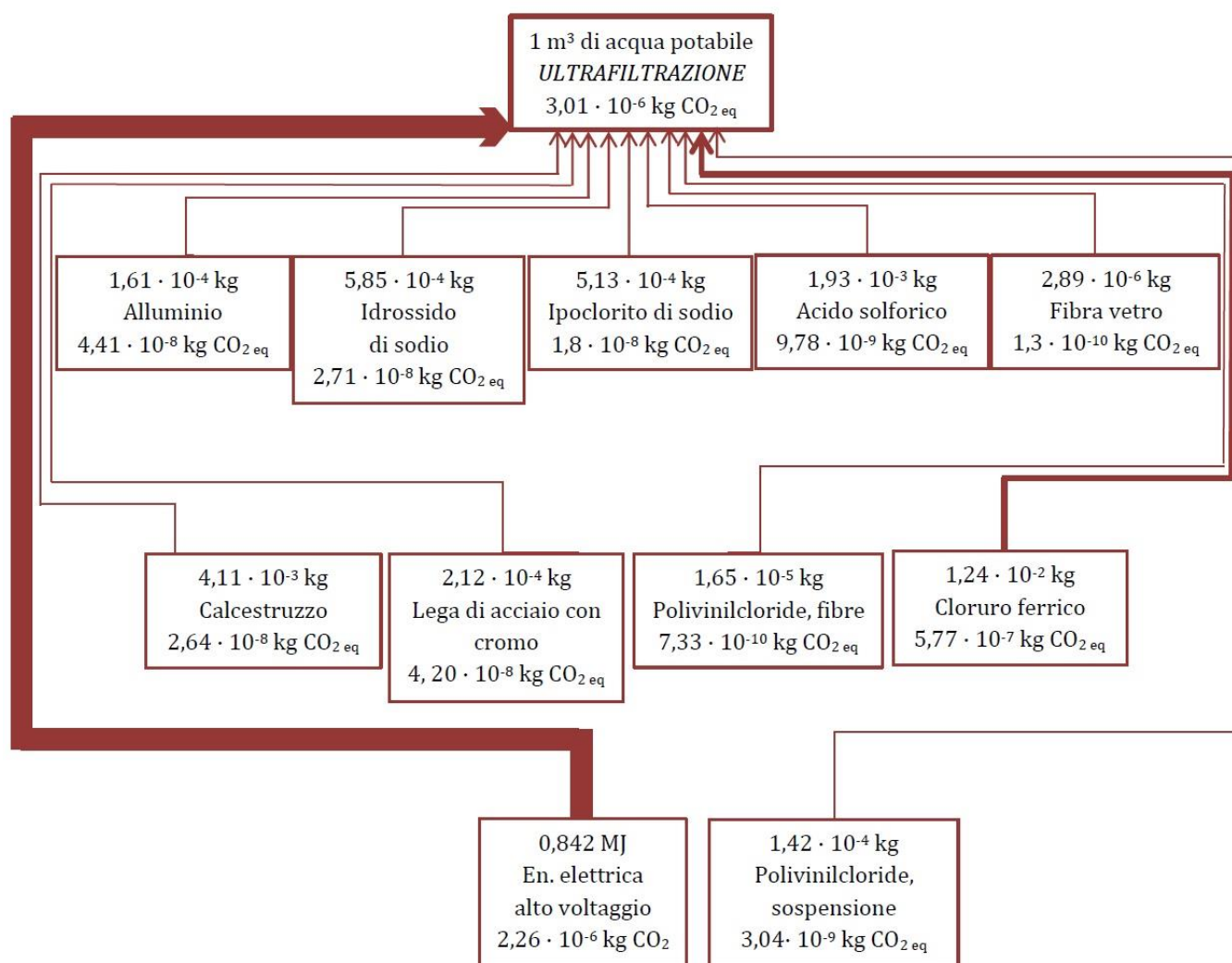


Figura 10.3.2 – Diagramma di flusso elaborato per l'ultrafiltrazione, dove vengono mostrati anche gli impatti relativi alle singole componenti del pretrattamento in esame quantificati in CO₂ equivalente.

10.4. VALUTAZIONE DEGLI IMPATTI

La valutazione degli impatti è un passo fondamentale per il corretto svolgimento di uno studio di LCA e il software SimaPro offre una vasta scelta di metodi da utilizzare.

Oggigiorno sono disponibili vari metodi per l'implementazione della fase di LCIA, ma la scelta tra di essi non risulta sempre ovvia: occorre valutare caso per caso quale metodo adottare in base allo scopo dello studio e alle componenti del sistema più impattanti.

Per ottenere una previsione il più possibile oggettiva, rigorosa e completa del carico ambientale si è scelto di avvalersi di due metodi differenti, l'IMPACT 2002+ e il Cumulative Energy Demand (CED).

L'IMPACT 2002+ è un metodo di valutazione degli impatti originariamente elaborato presso lo Swiss Federal Institute of Technology; sviluppi successivi sono stati condotti dallo stesso

gruppo di ricercatori riuniti ora sotto il nome EcoIntesys Life Cycle Systems. Il metodo corrente propone un approccio combinato di tipo midpoint/damage: si considerano tutti gli elementi elencati nell'inventario (flussi elementari ed altri contributi) e si suddividono in 14 categorie midpoint, raggruppate poi in 4 categorie di danno. Le diverse categorie sono di seguito riportate e schematizzate.

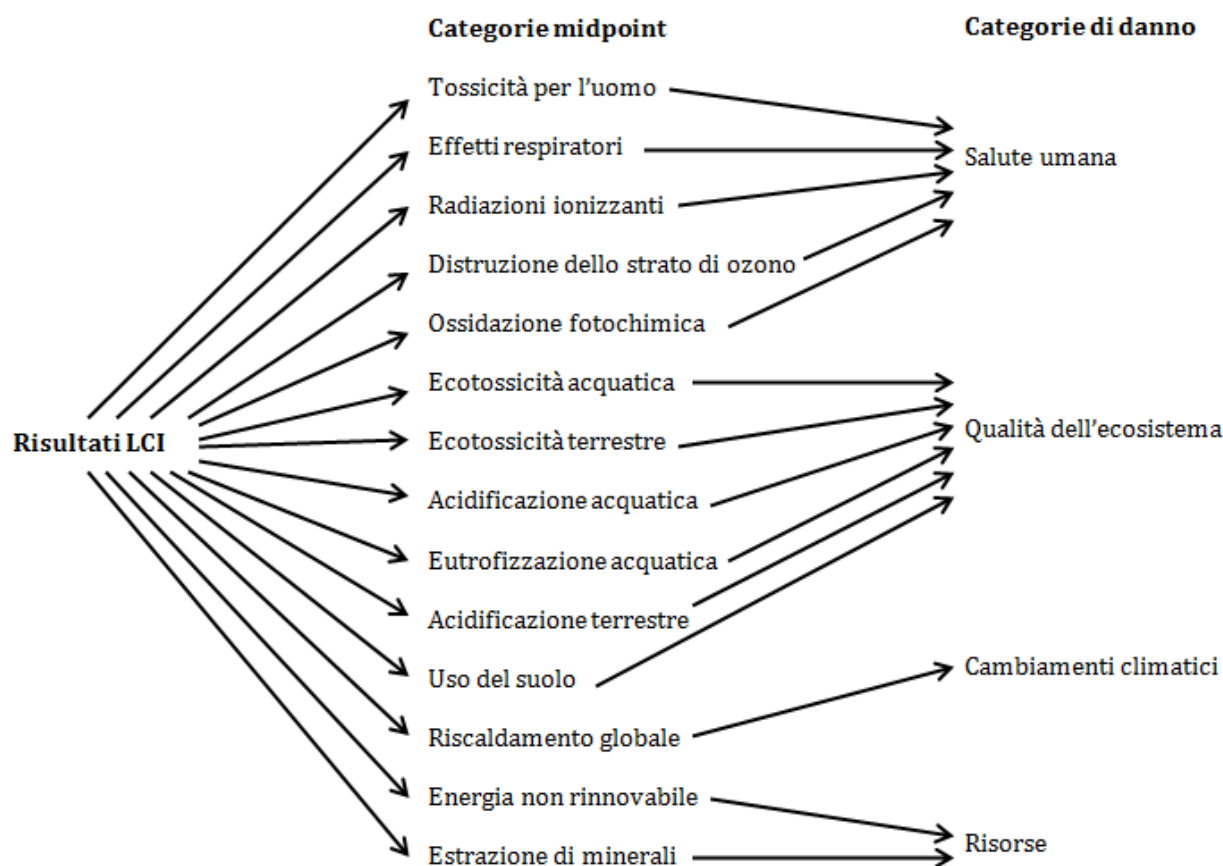


Figura 10.4.1 - Categorie di impatto previste dal metodo di valutazione IMPACT 2002+.

In particolare la categoria Tossicità per l'uomo viene ulteriormente suddivisa in effetti cancerogeni e non cancerogeni, mentre la categoria Effetti respiratori considera i danni causati da sostanze sia organiche che inorganiche alle vie respiratorie.

In relazione al caso in esame è ragionevole valutare tutte le categorie d'impatto considerate dal metodo IMPACT 2002+, in quanto, trascurando le emissioni dirette in acqua delle due tecnologie di pretrattamento, vengono principalmente esaminati il consumo di materiali e di energia, che hanno degli effetti su tutte le categorie d'impatto elencate in Figura 10.4.1.

I fattori di danno (Tab. 10.4.1) consentono poi di aggregare le diverse categorie d'impatto in quattro classi di danno riportando i valori per persona nell'arco di un anno. Per le categorie Tossicità per l'uomo ed Ecotossicità acquatica e terrestre tali coefficienti sono tratti dalla metodologia "IMPACT 2002 - Impact Assessment of Chemical Toxics". Per le altre categorie i fattori di danno vengono adattati a quelli già utilizzati in altri metodi esistenti (ad esempio in Eco-indicator 99, CML 2001 e CED).

La versione più aggiornata di IMPACT 2002+ (v. 2.1) mette a disposizione fattori di danno per quasi 1500 diversi contributi potenzialmente presenti nell'inventario.

In Tabella 10.4.2 si riportano le unità di misura relative alle quattro diverse classi di danno, ovvero Salute umana, Qualità dell'ecosistema, Cambiamenti climatici e Risorse. Quest'ultima indica l'esaurimento delle risorse stesse.

Nello specifico per "DALY" (Disability Adjusted Life Years) si intende il grado di severità di una malattia, sia a livello di mortalità, sia di morbosità.

Con "PDF · m² · anno" (Potentially Disappeared Fraction of species per m² per year) si fa riferimento alla misura usata per valutare l'impatto sugli ecosistemi: tale unità rappresenta quindi la frazione di specie scomparse su 1 m² di superficie terrestre durante un anno.

Tabella 10.4.1 – Fattori di danno che consentono di aggregare le categorie d'impatto in quattro classi di danno.

Categoria d'impatto	Fattore di danno	UM
Tossicità per l'uomo (cancerogeni + non cancerogeni)	2,80E-06	DALY/ kg _{eq} di cloroetilene in aria
Effetti respiratori (inorganici)	7,00E-04	DALY/kg _{eq} PM2.5 in aria
Radiazioni ionizzanti	2,10E-10	DALY/Bq _{eq} carbone-14 in aria
Distruzione dello strato di ozono	1,05E-03	DALY/kg _{eq} CFC-11 in aria
Effetti respiratori (organici)	2,13E-06	DALY/kg _{eq} etilene in aria
Ecotossicità acquatica	5,02E-05	PDF·m ² ·yr/kg _{eq} trietilene glicol in acqua
Ecotossicità terrestre	7,91E-03	PDF·m ² ·yr/kg _{eq} trietilene glicol nel suolo
Acidificazione terrestre	1,04	PDF·m ² ·yr/kg _{eq} SO ₂ in aria
Acidificazione acquatica	8.86E-05	PDF·m ² ·yr/kg _{eq} SO ₂ in aria
Eutrofizzazione acquatica	8.86E-05	PDF·m ² ·yr/kg _{eq} PO ₄ in acqua
Uso del suolo	1,09	PDF·m ² ·yr/m ² _{eq} suolo arabile anno
Riscaldamento globale	1	kg _{eq} CO ₂ in aria/kg _{eq} CO ₂ in aria
Energia non rinnovabile	45,8	MJ totali di energia primaria non rinnovabile/kg _{eq} greggio (860kg/m ³)
Estrazione di minerali	5,10E-02	MJ energia aggiunta/kg _{eq} ferro (in ore)

Tabella 10.4.2- Unità di misura per le quattro classi di danno del metodo di valutazione IMPACT 2002+.

Categorie di danno	Unità di misura
Salute umana	DALY
Qualità dell'ecosistema	PDF · m ² · anno
Cambiamenti climatici	Kg CO ₂
Risorse	MJ

Si sceglie inoltre di non effettuare alcuna operazione di pesatura per evitare valutazioni soggettive e poco trasparenti.

Il Cumulative Energy Demand (CED) è basato sul metodo pubblicato da Ecoinvent v. 1.01 e poi ampliato da Pré Consultants; esso è mirato esclusivamente al consumo energetico.

All'interno di SimaPro è disponibile uno specifico database relativo alle risorse energetiche. La banca dati Ecoinvent v. 2.0 risulta la più completa a riguardo. L'unità di misura considerata è il megajoule (MJ).

Il metodo CED prende in considerazione 5 categorie di impatto:

1. Non rinnovabile - fossile;
2. Non rinnovabile - nucleare;
3. Rinnovabile - biomasse;
4. Rinnovabile - eolico, solare, geotermico;
5. Rinnovabile - idroelettrico.

Si sceglie di non trascurare nessuna di queste categorie. Nonostante la produzione energetica italiana non contempli l'approvvigionamento da fonte nucleare, sarebbe scorretto omettere tale categoria. Infatti parte del fabbisogno energetico nazionale, corrispondente al 14,4% del totale²², viene coperto mediante importazione da paesi caratterizzati dalla presenza di numerose centrali nucleari; in più alcuni materiali usati per la realizzazione e la gestione dell'impianto potrebbero essere prodotti in altre nazioni europee contraddistinte da un contesto energetico molto diverso da quello italiano.

Le operazioni di normalizzazione e di pesatura non vengono applicate per questo metodo.

Tramite il metodo CED si analizza in modo approfondito la componente energetica, che da letteratura (*G. Raluy et al.*, 2004, 2006) è notoriamente la problematica principale per gli impianti di dissalazione.

²² Dato Terna, aprile 2013.

10.5. INTERPRETAZIONE DEI RISULTATI

L'analisi procede quindi con il confronto dei due pretrattamenti in esame facendo riferimento ai due metodi di valutazione prescelti.

La comparazione viene effettuata in primo luogo tramite il metodo IMPACT 2002+.

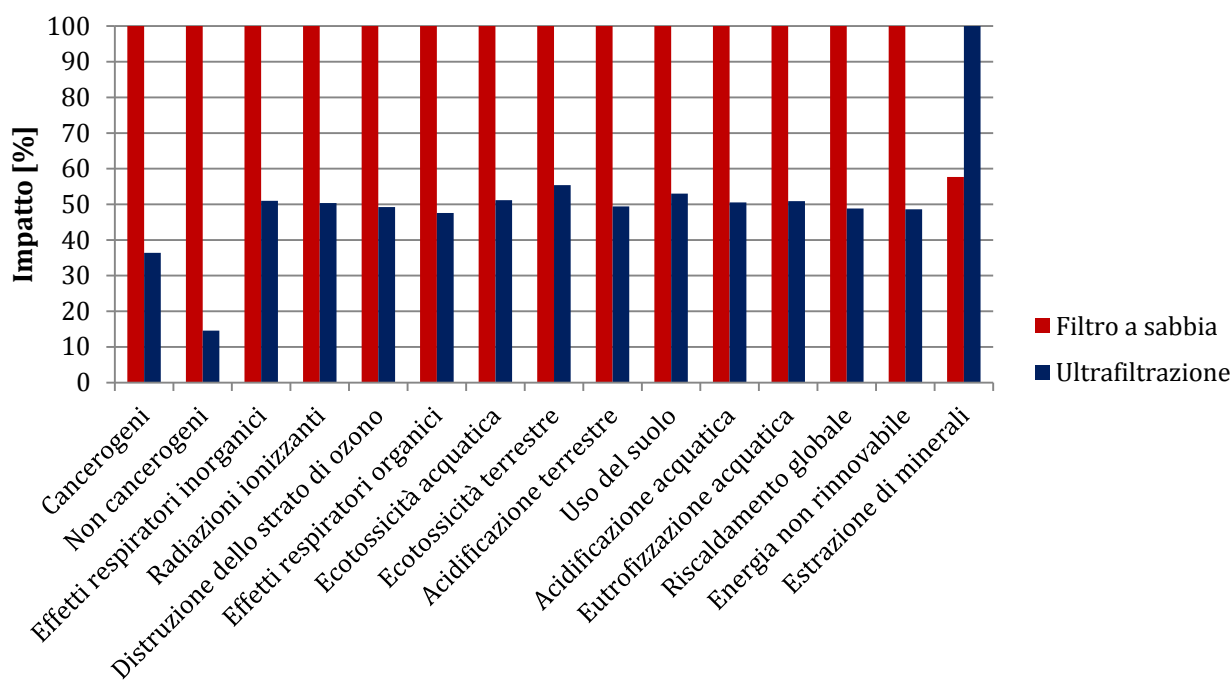


Figura 10.5.1 - Confronto tra i pretrattamenti a UF e con filtro a sabbia sulla base delle categorie d'impatto del metodo IMPACT 2002+.

Come si evince da Figura 10.5.1, su 14 delle 15 categorie contemplate il minor impatto è dato dall'ultrafiltrazione. Nello specifico, tale pretrattamento presenta mediamente degli impatti inferiori a circa il 50% rispetto a quelli provocati dal filtro convenzionale. L'unica categoria in cui il sistema di pretrattamento UF risulta meno efficiente dal punto di vista ambientale è quella relativa all'estrazione di minerali. Con lo scopo di comprendere il motivo per cui l'ultrafiltrazione è più impattante in questa categoria, in Figura 10.5.2 viene riportato un grafico a torta che mostra gli elementi principalmente dannosi.

Estrazione di minerali

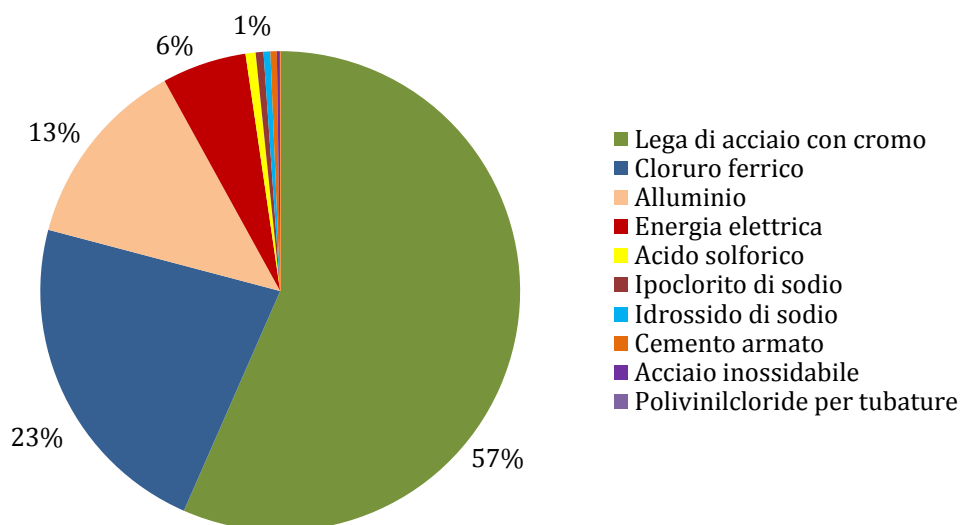


Figura 10.5.2 - Grafico a torta relativo al sistema UF rappresentante gli elementi che causano gli impatti più significativi sulla categoria estrazione dei minerali del metodo IMPACT 2002+.

Da Figura 10.5.2 si evince che tali elementi sono la lega di acciaio con cromo, ovvero l'acciaio GS-25CrMo4 I, il cloruro ferrico, l'alluminio e l'energia elettrica spesa. Nello specifico la lega di acciaio con cromo e l'alluminio impattano rispettivamente per il 57% e per il 13%, quindi se sommati raggiungono il 70% dell'impatto totale sull'estrazione di minerali. Queste componenti fortemente dannose, impiegate entrambe per la lamina dell'unità UF, non sono però utilizzate nel pretrattamento con filtro a sabbia a differenza del cloruro ferrico e dell'energia elettrica, come visibile dalla Tabella d'inventario 10.3.5. Di conseguenza il consumo di questi due elementi rappresenta la causa per cui l'ultrafiltrazione comporta un maggior impatto rispetto al filtro convenzionale nella categoria in questione.

Una volta considerate le categorie d'impatto, si procede aggregando le stesse in classi di danno; inoltre per ognuna di esse verranno poi esplicitati i contributi delle componenti dei pretrattamenti in esame risultate più dannose.

Dalla Figura 10.5.3 si evince che, anche in riferimento alle classi di danno, il sistema con pretrattamento convenzionale comporta un impatto maggiore di circa il 50% in confronto a quello derivante dall'ultrafiltrazione.

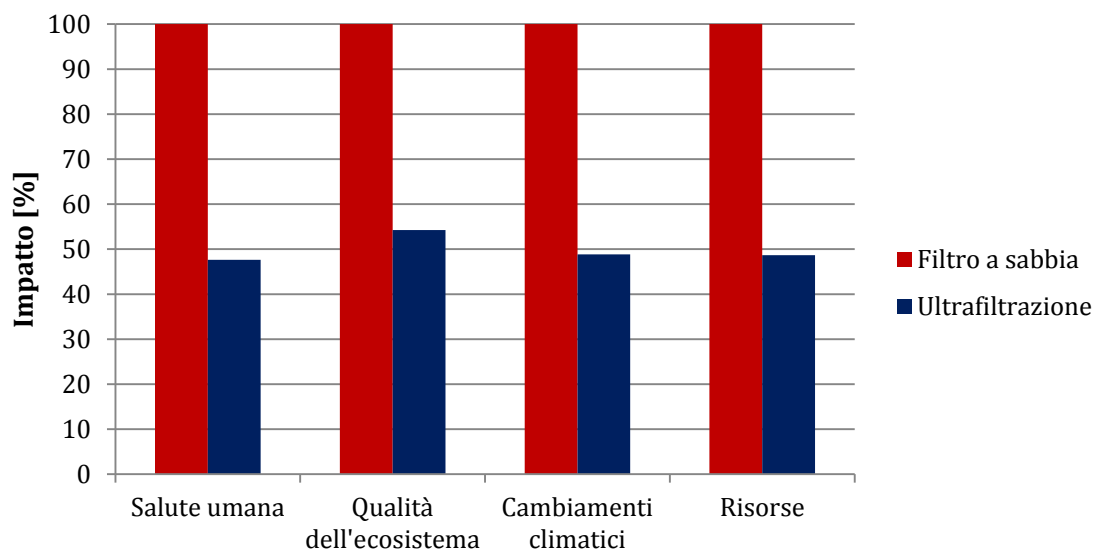


Figura 10.5.3 - Confronto tra i pretrattamenti a UF e con filtro a sabbia sulla base delle categorie di danno del metodo IMPACT 2002+.

Per approfondire ulteriormente l'analisi e verificare le cause di tale differenza d'impatto tra l'ultrafiltrazione e il filtro convenzionale, nelle Figure 10.5.4 e 10.5.5 si mostrano le componenti che risultano meno efficienti dal punto di vista ambientale per ogni classe di danno, rispettivamente per il filtro a doppio strato e per il pretrattamento UF.

Dalla Figura 10.5.4 si evince che con l'introduzione del filtro a sabbia il consumo di energia elettrica rappresenta una percentuale significativa dell'impatto su tutte e quattro le categorie di danno considerate, rappresentando sempre una quota superiore al 80%. L'elevata richiesta energetica incide prevalentemente sui cambiamenti climatici (92%) e sull'esaurimento delle risorse (90%).

Oltre all'energia elettrica, un altro elemento impattante è il cloruro ferrico. Ciò si riscontra principalmente per la classe Qualità dell'ecosistema, ottenuta dall'aggregazione delle categorie Ecotossicità acquatica e terrestre, Acidificazione acquatica e terrestre, Eutrofizzazione acquatica e Uso del suolo, dove la componente $FeCl_3$ rappresenta il 19% dell'impatto totale.

Percentuali di impatto non trascurabili sono attestabili al consumo di polivinilidencloruro (PVDC), polimero impiegato nel filtro a cartuccia, posto a monte dell'unità RO con l'obiettivo di minimizzare ulteriormente l'eventuale fenomeno di fouling. Tale componente è perlopiù impattante sulla classe Salute umana, in quanto costituisce l'8% del totale.

Dai grafici si nota inoltre che circa l'1% dell'impatto è dato anche dall'extrautilizzo di poliammide, materiale costitutivo delle membrane ad osmosi inversa. Nello specifico, tale materiale è stato inserito soltanto nel pretrattamento convenzionale, in quanto esso comporta, rispetto al sistema UF, un tasso di ricambio delle membrane RO superiore del 4%. Gli impatti derivanti dall'utilizzo di polivinilidencloruro e poliammide, nonostante siano inferiori rispetto a quelli causati dal cloruro ferrico e dal consumo energetico, risultano significativi in quanto con l'impiego del pretrattamento ad ultrafiltrazione possono essere completamente abbattuti.

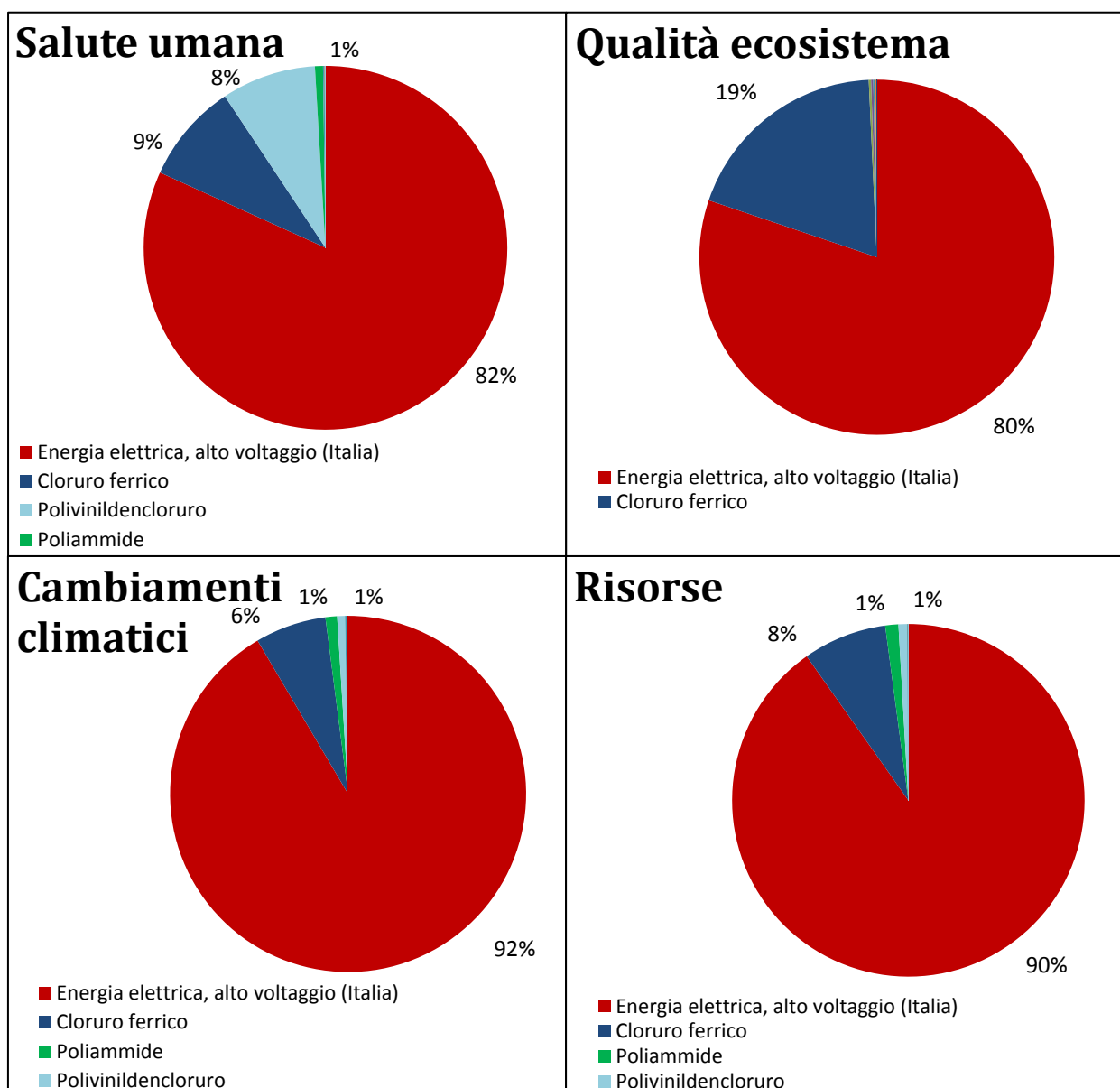


Figura 10.5.4 - Componenti del pretrattamento con filtro a sabbia che determinano il maggior impatto sulle quattro classi di danno del metodo IMPACT 2002+.

Anche per l’ultrafiltrazione (Fig. 10.5.5) il cloruro ferrico e il consumo energetico rappresentano le componenti più impattanti.

Come per il filtro convenzionale il danno maggiore è dato dal consumo energetico, componente che impatta per più del 70% tutte le classi.

L’impiego di cloruro ferrico, in questo caso, comporta un impatto inferiore al 10% su tre delle quattro classi considerate; la percentuale raddoppia in corrispondenza della classe Qualità dell’ecosistema.

Dai grafici in Figura 10.5.5, si può notare che, seppur in maniera inferiore rispetto al cloruro ferrico e all’energia, i materiali costituenti la lamina del sistema UF, ovvero alluminio e lega di acciaio con cromo, comportano una percentuale di impatto tra il 2 e l’8%, se sommati, per

ognuna delle classi prese in esame. Si può inoltre evincere che il consumo di agenti chimici impiegati per il lavaggio e il controlavaggio delle membrane non determina impatti rilevanti.

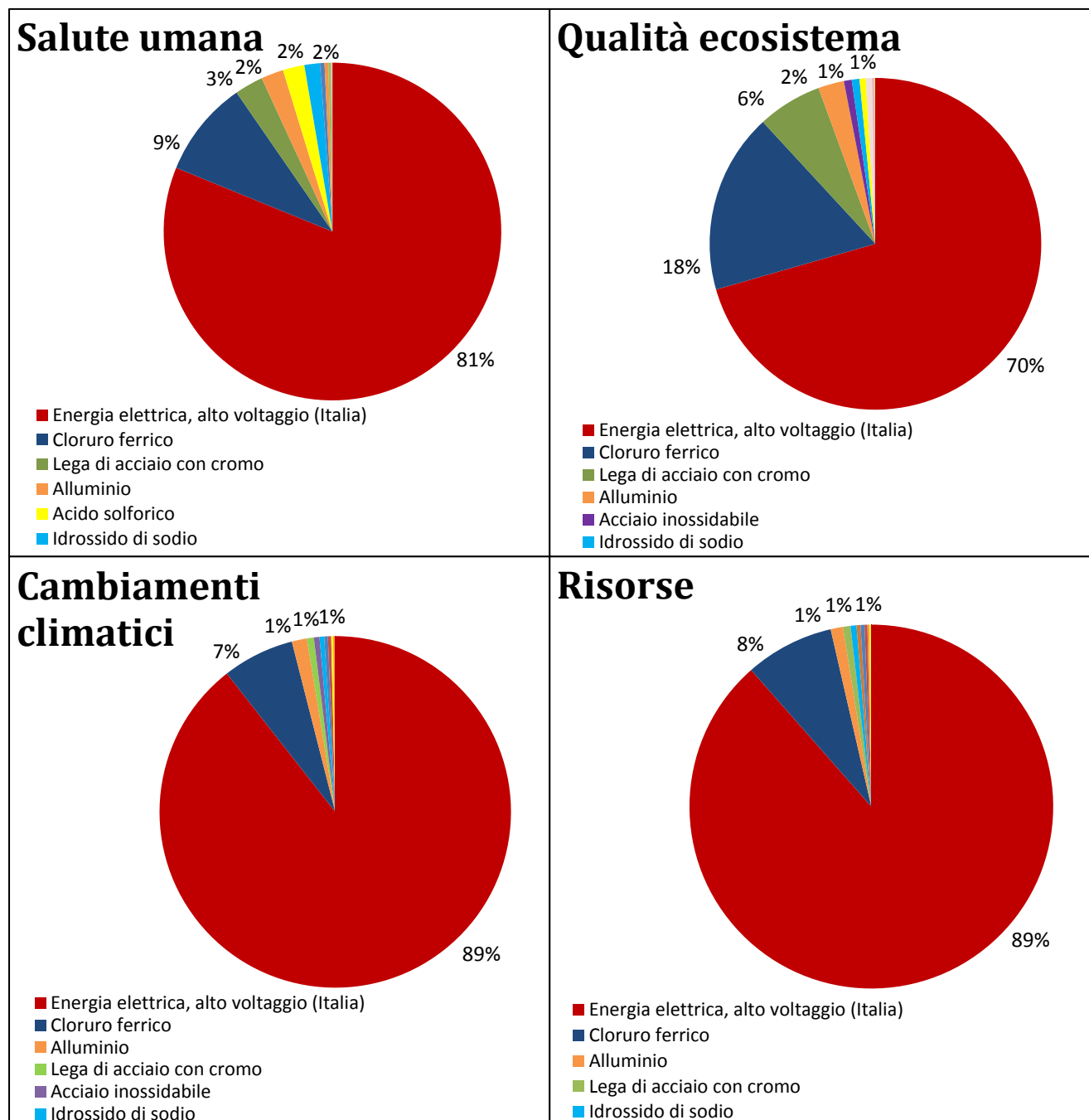


Figura 10.5.5 - Componenti del pretrattamento ad ultrafiltrazione che determinano il maggior impatto sulle quattro classi di danno del metodo IMPACT 2002+.

Dai grafici precedenti (Fig. 10.5.4 e 10.5.5) si deduce quindi che gli elementi che comportano gli impatti maggiori dal punto di vista ambientale sono il cloruro ferrico e il consumo energetico su tutte le categorie di danno. Tali componenti sono infatti quelle utilizzate in quantità maggiore per la produzione di 1 m³ di acqua dissalata, come visibile nelle Tabelle

10.3.5 e 10.3.6. Di seguito vengono quindi riprese e descritte le fasi in cui esse vengono impiegate.

L'utilizzo del cloruro ferrico ($FeCl_3$) è fondamentale nella fase di coagulazione, presente in entrambi i pretrattamenti. Esso consente di agglomerare in microfocci le sostanze colloidali presenti nell'acqua di mare, in modo da renderne più agevole la rimozione sia da parte del filtro a doppio strato sia da parte delle membrane UF.

Il dosaggio ottimale dell'agente coagulante dipende dal pH dell'acqua di mare considerata e deve essere stimato sulla base di opportuni test effettuati in loco. Un sovradosaggio di cloruro ferrico costituisce una delle principali cause di aumento del fenomeno di fouling, non solo nella fase di pretrattamento, ma anche nell'unità ad osmosi inversa. La quantità di tale agente coagulante, espressa in kg per $1\ m^3$ di acqua dissalata prodotta e utilizzata in entrambi i pretrattamenti, è mostrata in Tabella 10.5.1. Come affermato nel paragrafo relativo all'analisi d'inventario, la concentrazione di $FeCl_3$ nella soluzione commerciale immessa nel flusso di processo è di $570\ g/L_{soluz.comm}$. Il dosaggio di tale soluzione varia però in base al pretrattamento considerato; nello specifico è pari a $271,4\ L_{soluz.comm}/h$ per il filtro convenzionale, mentre per l'ultrafiltrazione si iniettano $135,7\ L_{soluz.comm}/h$. Di seguito si riportano i calcoli effettuati per determinare la quantità di cloruro ferrico per $1\ m^3$ di acqua prodotta.

Filtro convenzionale:

$$Q_{FeCl_3} = 570 \frac{g\ FeCl_3}{L_{soluz\ comm}} \cdot 108,6 \cdot 10^{-3} \frac{kg\ FeCl_3}{g} \cdot \frac{1}{Q_{out}} = 0,024761 \frac{kg\ FeCl_3}{m^3}$$

Ultrafiltrazione:

$$Q_{FeCl_3} = 570 \frac{g\ FeCl_3}{L_{soluz\ comm}} \cdot 54,3 \cdot 10^{-3} \frac{kg\ FeCl_3}{g} \cdot \frac{1}{Q_{out}} = 0,012380 \frac{kg\ FeCl_3}{m^3}$$

Tabella 10.5.1 – Consumo in kg di $FeCl_3$ per $1\ m^3$ di acqua potabile prodotta per il pretrattamento con filtro a sabbia e per l'ultrafiltrazione.

Pretrattamento	Consumo di $FeCl_3$ [kg/ m^3]
Filtro a sabbia	0,02476
Ultrafiltrazione	0,01238

Il consumo di $FeCl_3$ è differente fra le due tecnologie di pretrattamento. In particolare, rispetto al sistema UF, il filtro convenzionale ne richiede il doppio; ciò è una delle principali cause per cui tale sistema presenta degli impatti più elevati dal punto di vista ambientale.

Per quanto riguarda l'utilizzo di energia elettrica è noto da letteratura (G. Raluy et al., 2006) che gli impianti di dissalazione presentano consumi elevati.

Prima di procedere con l'analisi dei risultati, si ricorda che sono state escluse da questo studio le componenti comuni ad entrambi i pretrattamenti.

Il sistema con filtro convenzionale necessita di energia elettrica per:

- Pompa di alimentazione (P_1);
- Controlavaggio (P_2);
- Air scouring (AS);
- Pompa booster (P_3);
- Extralavaggio delle membrane ad osmosi inversa.

Mentre l'ultrafiltrazione impiega energia elettrica principalmente per:

- Pompa di alimentazione (P_1);
- Pompa di filtrazione (P_2);
- Consumo energetico compressore del sistema UF;
- Sistemi di lavaggio e contro lavaggio (P_3).

Fra questi elementi la maggior richiesta di energia deriva dalla pompa di alimentazione sia per il filtro a doppio strato sia per l'ultrafiltrazione.

Nelle Tabelle 10.5.2 e 10.5.3 vengono riportati i consumi energetici relativi alle componenti sopra elencate e l'energia totale spesa per la produzione di 1 m³ di acqua potabile rispettivamente da parte del pretrattamento con filtro convenzionale e dell'ultrafiltrazione.

Tabella 10.5.2 – Consumo di energia elettrica per 1 m³ di acqua potabile prodotta per il pretrattamento con filtro a sabbia.

Componente	Consumo energetico [kWh/m ³]	Fonte
Pompa di alimentazione (P_1)	0,211	Tab. 6.2.2
Controlavaggio (P_2)	0,028	
Air scouring (AS)	0,001	
Pompa booster (P_3)	0,110	
Extralavaggio delle membrane ad osmosi inversa	0,140	
Totale	0,490	-

Tabella 10.5.3 – Consumo di energia elettrica per 1 m³ di acqua potabile prodotta per il pretrattamento ad ultrafiltrazione.

Componente	Consumo energetico [kWh/m ³]	Fonte
Pompa di alimentazione (P_1)	0,084	Tab. 6.2.1
Consumo energetico compressore del sistema UF	0,010	
Pompa di filtrazione (P_2)	0,126	
Sistemi di lavaggio e contro lavaggio (P_3)	0,014	
Totale	0,234	-

Anche in questo caso il filtro a sabbia presenta un consumo maggiore del sistema UF, come riscontrato per il cloruro ferrico. Nello specifico l'energia elettrica spesa è circa il 50% in più per il filtro convenzionale.

Dall'esame svolto mediante il metodo IMPACT 2002+ si evince che la tecnologia di pretrattamento più efficiente dal punto di vista ambientale è l'ultrafiltrazione, che è in grado di dimezzare l'impatto totale.

Si decide ora di approfondire ulteriormente l'analisi considerando soltanto l'aspetto energetico, utilizzando il metodo Cumulative Energy Demand (CED).

Inizialmente si comparano i due sistemi di pretrattamento sulla base delle sei categorie d'impatto incluse nel CED.

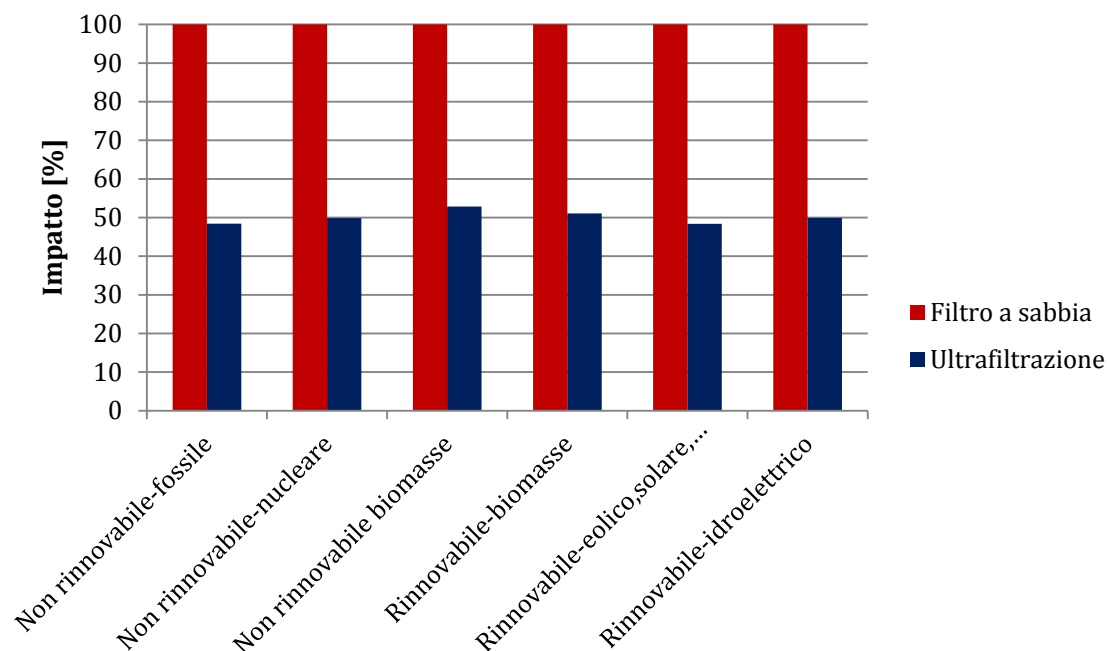


Figura 10.5.6 - Confronto tra i pretrattamenti a UF e con filtro a sabbia sulla base delle categorie d'impatto del metodo CED.

Come si può appurare dalla Figura 10.5.6, per tutte le categorie considerate il carico energetico imposto dal sistema UF è circa la metà rispetto quello derivante dal filtro a doppio strato.

Le componenti dei due sistemi di pretrattamento che costituiscono le cause principali del consumo energetico vengono illustrate in Figura 10.5.7, rispettivamente per il filtro a sabbia ($E_{tot} = 0,49 \text{ kWh/m}^3$) e per l'ultrafiltrazione ($E_{tot} = 0,23 \text{ kWh/m}^3$).

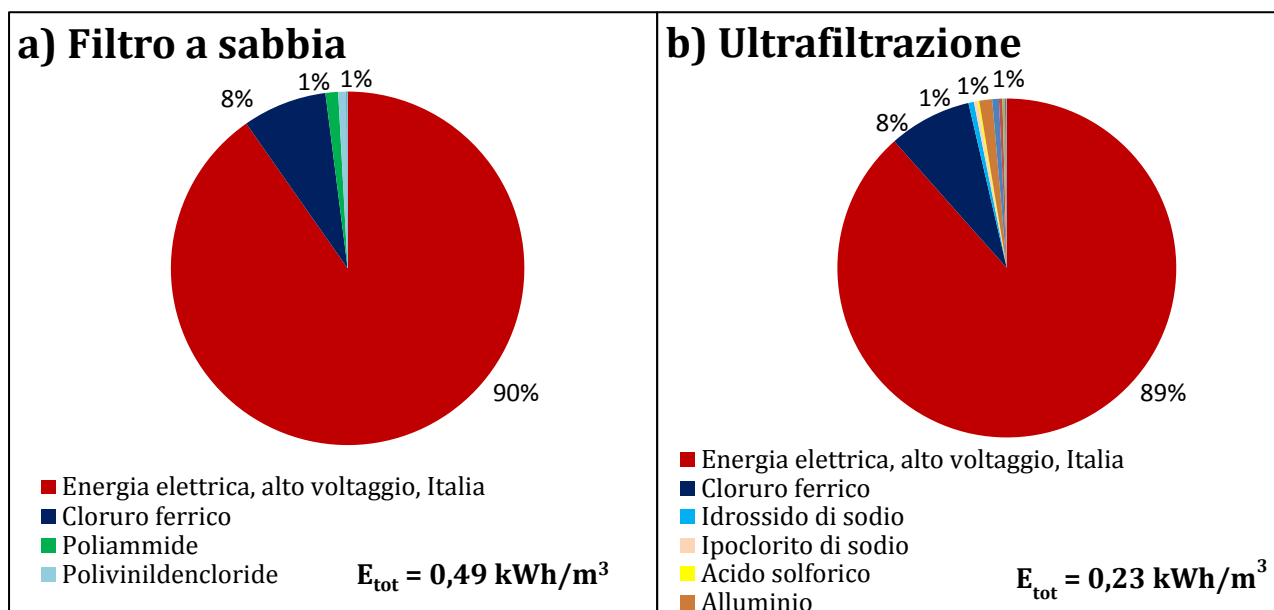


Figura 10.5.7 - Componenti che determinano il maggior consumo energetico per il filtro a sabbia (a) e per l'ultrafiltrazione (b).

Gli elementi più impattanti risultano essere l'energia elettrica e il cloruro ferrico per entrambe le tecnologie in esame.

Il consumo di energia elettrica è stato modellizzato per entrambi i sistemi di pretrattamento tramite il modulo di SimaPro denominato Electricity high voltage, at grid/ IT S. Esso include la produzione di energia elettrica in Italia, l'importazione, la rete di trasmissione, le emissioni dirette in aria e le perdite. Nello specifico le assunzioni relative alla rete di trasmissione e alle perdite si basano su dati rilevati in Svizzera; inoltre si considera un voltaggio superiore a 24kV, in quanto l'energia elettrica viene rilasciata ad un impianto di dissalazione di grandi dimensioni.

Dai grafici precedenti, si nota che il consumo di elettricità rappresenta il 90% per il filtro a sabbia e l'89% per l'ultrafiltrazione del carico energetico totale.

La produzione, il trasporto e lo smaltimento di FeCl_3 rappresentano l'8% del carico energetico globale per entrambi i sistemi di pretrattamento.

I consumi rimanenti derivano dall'extrautilizzo di poliammide e di polivinildencloruro per il filtro convenzionale e dal consumo di agenti chimici utilizzati durante le operazioni di lavaggio e di controlavaggio e di materiali da costruzione dell'unità UF per il pretrattamento con filtrazione a membrana, ma tutti questi elementi possono essere considerati trascurabili.

Per visualizzare il contributo delle varie categorie al consumo energetico globale, in Figura 10.5.8 si mostra la somma (in megajoule) delle 6 classi contemplate nel metodo CED.

L'impatto più significativo è quello concernente le fonti fossili non rinnovabili. Tale risultato è dovuto alla forte componente fossile che caratterizza l'attuale mix energetico italiano.

È possibile inoltre osservare che il peso della categoria relativa alle fonti nucleari non è trascurabile: sebbene in Italia non siano più in esercizio impianti nucleari dal 1987, una quota consistente dell'energia importata dall'estero proviene proprio da tali centrali.

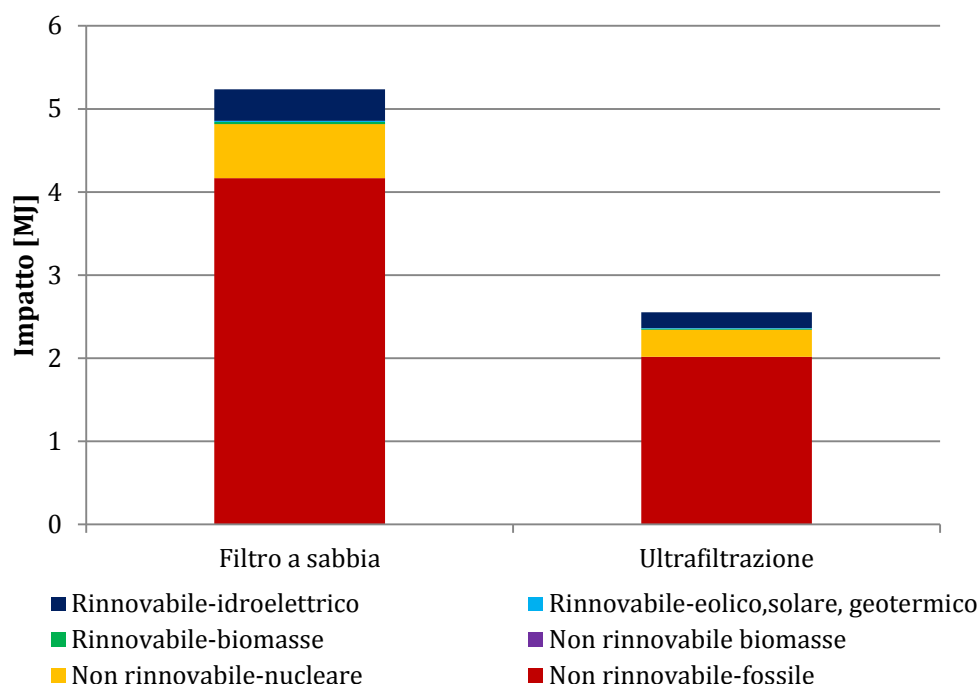


Figura 10.5.8 - Confronto tra i pretrattamenti a UF e con filtro a sabbia considerando la somma dei contributi d'impatto relativi alla categorie contemplate dal metodo CED.

La tabella successiva (Tab. 10.5.4) mostra per il cloruro ferrico e per l'energia elettrica, ovvero gli elementi più impattanti dal punto di vista energetico, il contributo in percentuale dato da tutte le categorie d'impatto del metodo CED per la produzione di 1 m³ di acqua dissalata sia per il pretrattamento con filtro a sabbia sia per il sistema UF. In particolare si prende in considerazione l'energia elettrica spesa durante tutto il ciclo di vita delle due componenti in questione. Tale tabella conferma i risultati appena ottenuti, evidenziando che l'apporto di energia deriva principalmente da fonte fossile e da fonte nucleare, mentre l'utilizzo di fonti rinnovabili risulta decisamente scarso. Nello specifico, per FeCl₃ il 59% dell'energia spesa proviene da fonte fossile e il 33% da centrali nucleari, mentre per quanto riguarda l'elettricità le percentuali sono rispettivamente l'81% e l'11%.

Tabella 10.5.4 – Consumo di energia elettrica percentuale per la produzione di 1 m³ di acqua potabile in relazione ai due elementi più impattanti dal punto di vista energetico sia per il pretrattamento con filtro a sabbia sia per il sistema UF.

Categoria CED	Cloruro ferrico	Elettricità	UM
Non rinnovabile-fossile	59	81	%
Non rinnovabile-nucleare	33	11	%
Non rinnovabile biomasse	0	0	%
Rinnovabile-biomasse	2	0	%
Rinnovabile-eolico,solare, geotermico	1	0	%
Rinnovabile-idroelettrico	4	8	%

10.6. CONCLUSIONI DELL'ANALISI LCA

In conclusione, si può evincere che l'impatto del pretrattamento ad ultrafiltrazione risulta pari a circa la metà di quello generato dal sistema convenzionale, secondo entrambi i metodi scelti (Fig. 10.6.1).

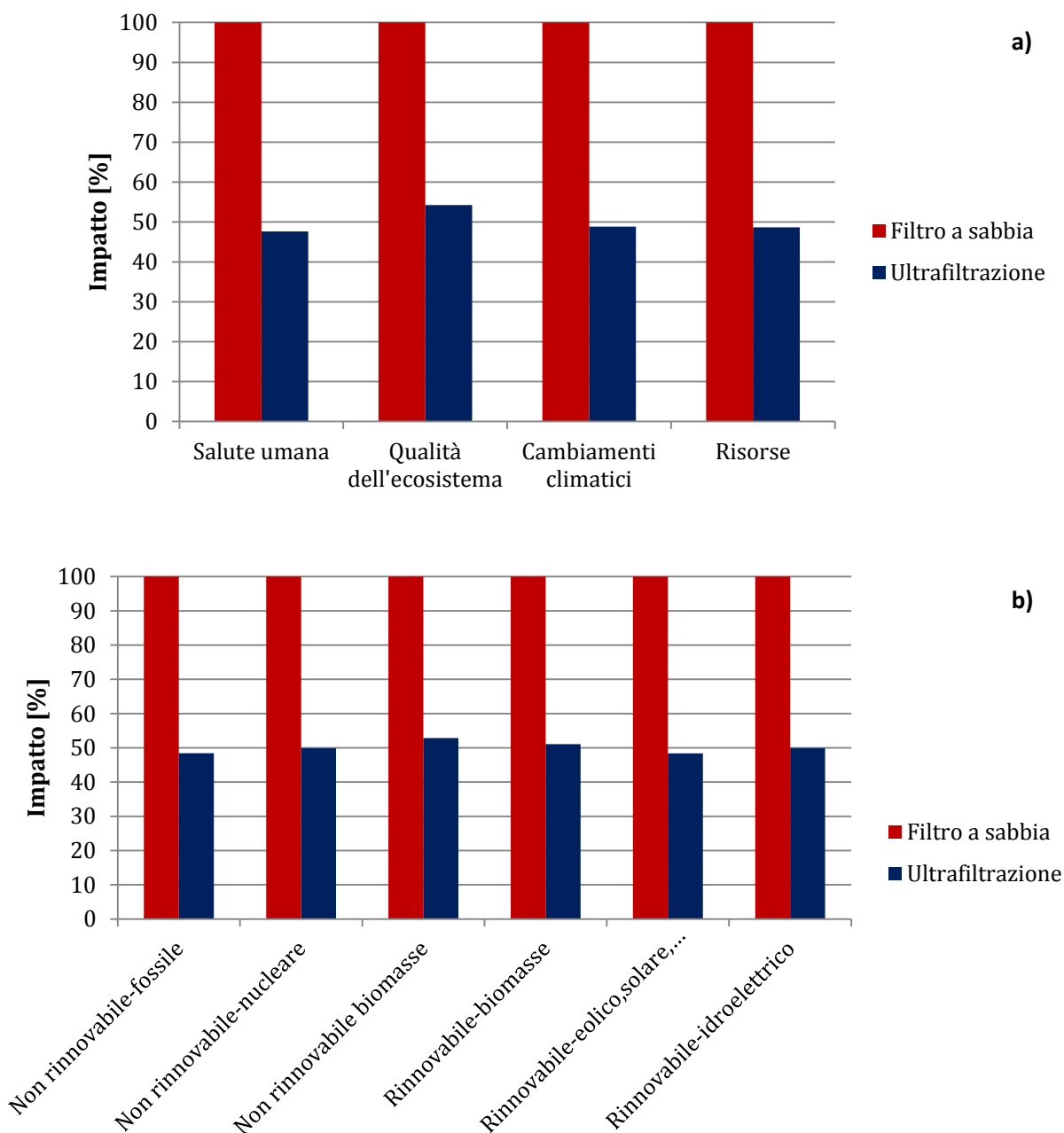


Figura 10.6.1 - Confronto tra i pretrattamenti a UF e con filtro a sabbia considerando le classi di danno del metodo Impact 2002+ (a) e le categorie d'impatto del metodo CED (b).

Nello specifico, le componenti che incidono maggiormente sul carico ambientale sono i consumi di energia e di $FeCl_3$.

L'energia elettrica spesa è principalmente richiesta dalla pompa di alimentazione delle due tecnologie considerate. Il filtro convenzionale richiede circa il 50% di energia in più rispetto al

sistema UF; inoltre il fatto che il fabbisogno energetico sia soddisfatto per circa l'80% (Tab. 10.5.4) mediante lo sfruttamento di fonti fossili non rinnovabili rende il suo impatto notevolmente gravoso.

Il cloruro ferrico è l'agente coagulante utilizzato nella vasca di coagulazione, presente in entrambi i pretrattamenti, per la generazione di microflocchi, in modo che le particelle di sostanze colloidali possano essere più facilmente trattenute sia dal filtro a doppio strato sia dalle membrane UF. Il filtro convenzionale richiede un consumo di tale chemical pari circa al doppio di quello necessario per il sistema UF. Ciò rappresenta una delle cause principali per cui il pretrattamento con filtro a doppio strato risulta essere più impattante dell'ultrafiltrazione.

Si ricorda infine che per lo svolgimento di tale analisi si sono effettuate alcune ipotesi semplificative. In primo luogo i modelli e i database utilizzati fanno riferimento al contesto medio europeo, nel quale si inserisce il progetto in esame. Si ipotizza inoltre un tempo di vita dell'impianto, indipendente dal pretrattamento utilizzato, pari a circa 50 anni.

Infine si assume che il volume di reflui sia equivalente in quantità e qualità per i due sistemi studiati. Questa è l'ipotesi che risulta meno verosimile, ma la mancanza di dati a riguardo non ha permesso una trattazione più esaustiva ed approfondita. Sviluppi futuri inerenti al progetto potrebbero invece tentare di includere nella LCA il trattamento dei reflui.

11. CONCLUSIONI

Tra le varie tecnologie di dissalazione, il sistema ad osmosi inversa (RO) è attualmente quello più diffuso a livello internazionale. In particolare le più recenti innovazioni e le prevalenti linee di sviluppo si sono perlopiù focalizzate sulla riduzione del consumo energetico del processo e sulla minimizzazione degli impatti derivanti dallo scarico del concentrato salino e dei chemicals utilizzati sul corpo idrico recettore.

Il presente lavoro di tesi ha quindi approfondito gli aspetti sopracitati facendo riferimento all'impianto di dissalazione simulato di Bari, per il quale era stato redatto nel 2005 un progetto preliminare ma il cui iter di approvazione è stato bloccato dalla Conferenza dei Servizi.

Recupero energetico

Relativamente ai consumi in fase di esercizio, si è condotta prima un'analisi critica teorica sui bilanci energetici e in seguito una valutazione tecnica dei diversi tipi di dispositivi di recupero (ERD) adottabili. Inoltre è stato realizzato anche lo studio exergetico del processo RO considerando l'impiego dei diversi ERD.

La sintesi dell'approfondimento relativo ai sistemi di recupero energetico e dell'analisi exergetica è riportata in Tabella 11.1.

Tabella 11.1 – Confronto tra i diversi sistemi di recupero energetico, sia centrifughi (Francis, Pelton e Turbocharger) sia isobarici (Pressure Exchanger e Work Exchanger), esaminati. Si noti che nell'ultima riga della tabella è riportato il valore di efficienza exergetica relativo all'adozione nell'impianto del corrispondente dispositivo ERD.

Dispositivi	Francis	Pelton	Turbocharger	Pressure Exchanger	Work Exchanger (DWEER™)
Efficienza di recupero energetico	76%	87%	85%	95 – 98%	95 – 98%
Energia specifica [kWh/m ³]	3,17	2,82	2,89	2,54	2,54
Incremento della salinità del flusso di alimento all'unità RO	No	No	No	2,5% circa	1% circa
Flessibilità operativa	Scarsa	Scarsa	Media	Alta	Alta
Complessità impiantistica	Bassa	Bassa	Bassa	Medio-alta	Alta
Costo d'installazione	Basso	Basso	Medio	Medio-Alto	Alto
Efficienza exergetica	25%	28%	28%	31%	31%

Dai valori di energia specifica riportati in Tabella 11.1 si desume l'importanza e la conseguente convenienza nell'adozione di dispositivi di recupero energetici. In assenza di un sistema ERD il consumo specifico sarebbe pari a 5,59 kWh/m³; introducendo un dispositivo centrifugo (turbine Francis e Pelton o Turbocharger) si riesce ad abbattere il consumo di circa il 40%, mentre il risparmio energetico risulta ancora più netto (54%) nel caso di utilizzo di un

apparecchio isobarico (Pressure e Work Exchanger). I sistemi isobarici, pur rivelando le massime efficienze energetiche, risultano più costosi e complessi da gestire: per questa ragione i Pressure e Work Exchangers sono adottati solo in impianti di grandi dimensioni.

Verifica del dimensionamento della condotta di scarico a mare

Per quanto concerne il contenimento degli impatti sull'ambiente marino, si è effettuata la verifica della progettazione della condotta di scarico, in modo da minimizzarne i potenziali effetti negativi.

Per tale verifica è stato preventivamente operato uno screening iniziale mediante il metodo speditivo denominato Brine Discharge Calculator (BDC). La soluzione risultante, unicamente analitica, è caratterizzata da una condotta di lunghezza 763 m collocata ad una profondità di 13,49 m dal pelo libero, nell'ipotesi di una pendenza batimetrica uniforme.

Si è poi implementata l'analisi tramite il software CORMIX, che risolve l'equazione di avvezione e diffusione tridimensionale per una costa inclinata in modo da determinare la concentrazione della salamoia nell'area d'interesse.

Per lo studio approfondito elaborato mediante il programma CORMIX si sono considerati non solo i vincoli ambientali legati alla zona di frangimento e alla presenza di specie marine da tutelare, ma si è tenuto conto anche dei limiti legislativi in vigore negli Emirati Arabi Uniti e in Spagna ($\Delta\text{Sal max} < 5\%$) e in Australia ($\Delta\text{Sal max} < 2\%$). In Italia infatti la normativa non contempla specificatamente il caso di scarichi da dissalatori; l'unica prescrizione assimilabile alla situazione in esame impone un eccesso di salinità al massimo del 10% per tutelare le specie di molluschi.

Sono state vagliate tre alternative progettuali, differenti tra loro per la lunghezza della condotta e per la profondità del punto di scarico.

L'alternativa scelta è la terza, contraddistinta da una condotta di lunghezza pari a 1.030 m la cui profondità allo sbocco è di 11,2 m. Per accertarne l'effettiva adeguatezza vengono calcolati quattro indicatori atti alla valutazione del costo e dell'impatto ambientale causato dallo scenario progettuale prescelto; ogni indicatore viene quantificato sui tre standard presi in esame, ovvero lo pseudolimito italiano e i due limiti arabi e australiani (Tab. 11.2).

Tabella 11.2 – Risultati degli indicatori scelti per inquadrare lo scenario di progetto: il costo della condotta [€] rimane costante al variare del riferimento normativo, il Volume fuori norma aumenta al diminuire della percentuale limite, mentre la distanza dalla fascia di Posidonia (posta a 90 m circa dallo sbocco della tubazione) si riduce passando da un eccesso di salinità imposto del 10% ad uno del 2%.

Indicatore	$\Delta\text{Sal max} < 10\%$	$\Delta\text{Sal max} < 5\%$	$\Delta\text{Sal max} < 2\%$
Costo condotta [€]	360.500	360.500	360.500
Volume fuori norma [%]	1,8%	6,1%	24,8%
Distanza dalla Posidonia con corrente frequente	69,6 m	57,9 m	25,9 m
Distanza dalla Posidonia con corrente prossima a zero	54,8 m	15,7 m	< 0

Lo scenario progettuale considerato non solo soddisfa tutti i vincoli in condizioni ambientali ordinarie, ma li rispetta anche nel caso più critico, ovvero quando la corrente marina è

pressoché nulla e la diluizione molto limitata. Si tenga presente che una variazione del 2% di salinità è paragonabile all'oscillazione naturale del mar Adriatico nella zone d'indagine: tale standard risulta quindi extra-cautelativo.

La soluzione proposta risulta conforme sotto il profilo ambientale e fattibile dal punto di vista economico.

Life Cycle Analysis dei pretrattamenti

L'analisi del ciclo di vita (LCA, Life Cycle Analysis) è stata condotta con l'obiettivo di valutare l'entità del carico ambientale derivante da due tipologie differenti di pretrattamenti, ovvero l'ultrafiltrazione e la filtrazione a sabbia. Tra le due alternative progettuali si è voluta scegliere quella più adeguata e meno impattante alla scala globale; per poter effettuare un confronto valido si sono considerati due sistemi operativi costruiti sotto le stesse condizioni e in grado di restituire come output un flusso di acqua potabile della medesima qualità.

Per condurre questa valutazione i dati di inventario utilizzati sono stati tratti prevalentemente dall'analisi progettuale e di processo sviluppata per l'impianto barese in (G. Solini, 2013) e in parte dal dissalatore Fujairah-1, simile a quello simulato di Bari ma localizzato negli Emirati Arabi.

Per ottenere una previsione il più possibile oggettiva e completa del carico ambientale si è scelto di avvalersi di due metodi differenti, l'IMPACT 2002+ e il Cumulative Energy Demand (CED). Nell'IMPACT 2002+ i contributi dei flussi elencati nell'inventario vengono suddivisi in 15 categorie di impatto, raggruppate poi in 4 classi di danno: esse annoverano a livello teorico tutti gli aspetti potenzialmente alterabili dal processo considerato (Fig. 11.1).

Il CED è invece focalizzato sulla quantificazione dei consumi energetici specifici; vengono quindi prese in considerazione 5 categorie d'impatto, corrispondenti alle 5 fonti di energia più comunemente impiegate (Fig. 11.2).

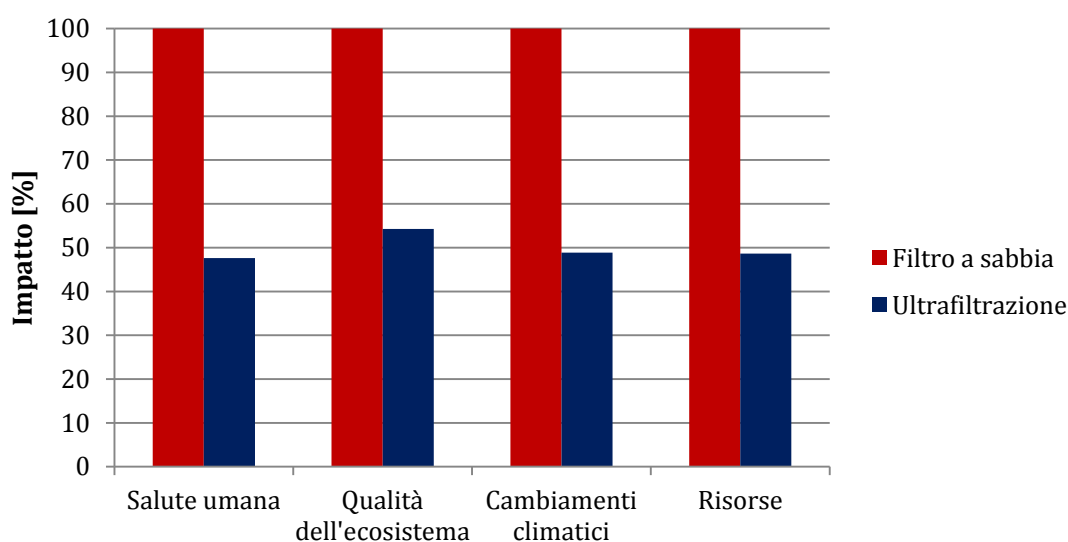


Figura 11.1 - Confronto tra i pretrattamenti a ultrafiltrazione e con filtrazione a sabbia considerando le classi di danno del metodo Impact 2002+, che annoverano a livello teorico tutti gli aspetti potenzialmente alterabili dal processo considerato. Il valore dell'impatto è dato in percentuale, per permettere un confronto oggettivo e trasparente su ogni classe.

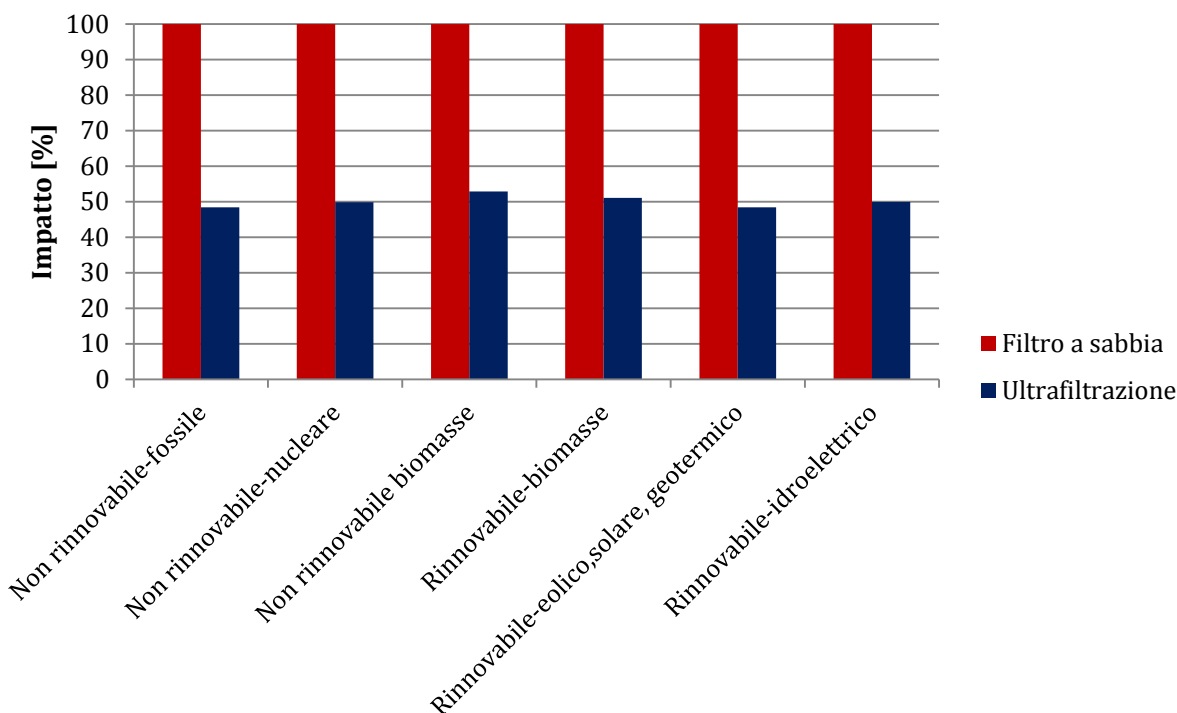


Figura 11.2 - Confronto tra i pretrattamenti a ultrafiltrazione e con filtrazione a sabbia considerando le categorie d'impatto del metodo CED, focalizzato sulla quantificazione dei consumi energetici specifici. Le 5 categorie di impatto in esame corrispondono infatti alle 5 fonti di energia più comunemente impiegate. Il valore dell'impatto è dato in percentuale, per permettere un confronto oggettivo e trasparente su ogni categoria.

Dai grafici riportati si può evincere che l'impatto del pretrattamento ad ultrafiltrazione risulta pari a circa la metà di quello generato dal sistema convenzionale, su tutte le categorie e secondo entrambi i metodi scelti.

Occorre però fare presente che per lo svolgimento di tale analisi si sono effettuate alcune ipotesi semplificative. In primo luogo i modelli e i database utilizzati fanno riferimento al contesto medio europeo. Si ipotizza inoltre un tempo di vita dell'impianto, indipendente dal pretrattamento utilizzato, di circa 50 anni.

Infine si assume che il volume di reflui sia equivalente in quantità e qualità per i due sistemi studiati. Questa ipotesi non è totalmente verosimile, ma la mancanza di dati a riguardo non ha permesso una trattazione più esaustiva.

12. BIBLIOGRAFIA

- Adelaide Aqua, HATCH-SMEC, Report – Intake and outfall systems environmental performance summary, Adelaide Desalination Project, (2009).
- M. Ahmed, R. Anwar, An Assessment of the Environmental Impact of Brine Disposal in Marine Environment, International Journal of Modern Engineering Research, Vol. 2, 2756-2761, (2012).
- T. Al Sarkal, H. A. Arafat, Ultrafiltration versus sedimentation-based pretreatment in Fujairah-1 RO plant: environmental impact study, Desalination 317, 55-66, (2013).
- AQP, Studio d'impatto ambientale per l'impianto di dissalazione ad osmosi inversa di Bari, Acquedotto pugliese Spa, (2005).
- Autorità di bacino della regione Puglia, Carta idrogeomorfologica della regione Puglia, (2012).
- T. Bleninger, A. Niepelt, G. Jirka, Desalination plant discharge calculator, Paper BD 180, EDS Congress, (2009).
- T. Bleninger, G. Jirka, Environmental planning prediction and management of brine discharges from desalination plants, Middle East Desalination Research Center, Sultanate of Oman, (2010).
- I. B. Cameron, R. B. Clemente, SWRO with ERI's PX Pressure Exchanger device — a global survey, Desalination 221, 136–142, (2008).
- A. Cavallini, L. Mattarolo, Termodinamica Applicata, CLEUP, (1990).
- M. Cerani, Incenerimento dei rifiuti urbani - Il mito della sostituzione dei combustibili fossili e del contributo energetico al bilancio nazionale, Energ-etica, (2011).
- Consorzio per la Ricerca Applicata e l'Innovazione Tecnologica nelle Scienze del Mare (CRISMA), Inventario e Cartografia delle Praterie di Posidonia nei Compartimenti Marittimi di Manfredonia, Molfetta, Bari, Brindisi, Gallipoli e Taranto, (2006).
- Convenzione tra Acquedotto Pugliese Progettazione e Politecnico di Bari, Studio della diffusione delle acque convogliate dallo scarico sottomarino dell'impianto di dissalazione di Bari - zona area industriale, (2005).
- P. V. Cortès, Management experience of agbar water, (2012).
- J. C. Crittenden, R. R. Trussell, D. W. Hand, K. J. Howe, G. Tchobanoglous, Water Treatment principles and design, (2005).
- E. Curcio, A. Criscuoli, E. Drioli, Membrane crystallizers, Ind. Eng. Chem. Res. 40, 2679–2684, (2001).

- Decreto legislativo n. 152 del 2006, Testo Unico sull'Ambiente entrato in vigore il 29 aprile 2006.
- DHI, TAP (Trans Adriatic Pipeline), Studio di dispersione dei sedimenti in corrispondenza dell'approdo lato Italia, (2013).
- Dipartimento per la protezione ambientale della Florida, Desalination in Florida: Technology, Implementation, and Environmental Issues, (2010).
- E. Drioli, E. Curcio, A. Criscuoli, G. Di Profio, Integrated system for recovery of CaCO_3 , NaCl and $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ from nanofiltration retentate, *Journal of Membrane Science* 239, 27–38, (2004).
- R. Einav, F. Lokiec, Environmental aspects of a desalination plant in Ashkelon, *Desalination* 156, 79-85, (2003).
- H. T. El-Dessouky, H. M. Ettouney, *Foundamentals of salt water desalination*, Elsevier, (2002).
- A. M. Farooque, A. T. M. Jamaluddin, A. R. Al-Reweli, Comparative study of various energy recovery devices used in SWRO process, Technical Report No. TR.3807/EVP 02005, (2004).
- C. Fritzmann, J. Löwenberg, T. Wintgens, T. Melin, State of the art of reverse osmosis desalination, *Desalination* 216, 1 – 76, (2006).
- J. Gebel, S. Yüce, *An Engineer's Guide to Desalination*, VGB PowerTech, (2008).
- Gestore Servizi Energetici (GSE), Consuntivo anno 2012, (2012).
- V. G. Gude, Energy consumption and recovery in reverse osmosis, *Desalination and Water Treatment* 36, 1-22, (2011).
- M. J. Guirguis, Energy Recovery Devices in seawater Reverse Osmosis desalination plants with emphasis on efficiency and economical analysis of isobaric versus centrifugal devices, University of South Florida, (2011).
- F. Just, R. Dinsdale, S. Esteves, Guidelines for the regulation of desalination, PRODES project, Intelligent Energy – Europe, (2010).
- K. Kouno, Foulants and cleaning procedures for composite polyamide RO membrane elements, *Water conditioning and purification*, (2007).
- S. Lattemann, T. Höpner, Environmental impact and impact assessment of seawater desalination, *Desalination* 220, 1-15, (2008).
- S. Latteman, Development of an environmental impact assessment and decision support system for seawater desalination plants, CRC Press/Balkema, (2010).

- F. Macedonio, E. Curcio, E. Drioli, Integrated membrane systems for seawater desalination: energetic and exergetic analysis, economic evaluation, experimental study, *Desalination* 203, 260-276, (2007).
- M. Mickley, Treatment of concentrate, Desalination and water purification research and development program report n. 155, (2008).
- G. Migliorini, E. Luzzo, Seawater reverse osmosis plant using the pressure exchanger for energy recovery: a calculation model, (2004).
- Mitsui Chemical INC, Scheda Tecnica PES, Stanford University, (2012).
- I. Moch, M. Oklejas, R. A. Oklejas, K. Terrasi, Advanced High Efficiency Energy Recovery, International Desalination Association World Congress: SP05-053, (2002).
- T. Pankratz, Global overview of seawater desalination intake issues, *Global Water Intelligence*, (2008).
- G. Raluy, L. Serra, J. Uche, A. Valero, Life cycle assessment of desalination technologies integrated with energy production systems, *Desalination* 167, 445-458, (2004).
- G. Raluy, L. Serra, J. Uche, Life cycle assessment of MSF, MED and RO desalination technologies, *Energy* 13, 31, (2006).
- L. Rigamonti, LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA): generalità e applicazione alla gestione dei rifiuti urbani, Corso di studi di Ingegneria per l'ambiente e il territorio, Politecnico di Milano, (2012).
- I. Safrai, A. Zask, Environmental Regulations for discharging Desalination Brine to the Sea and its Possible Impacts, Ministry of the Environmental Protection, Israel, (2006).
- I. A. Shiklomanov, Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World: Assessment of Water Resources and Water Availability in the World, World Meteorological Organization, (1997).
- B. Schneider, Selection, Operation and control of a work exchanger energy recovery system based on the Singapore project, *Desalination* 184, 197-210, (2005).
- G. Solini, Osmosi inversa per la dissalazione di acqua di mare: dimensionamento di un impianto da 200.000 A.E. e analisi di processo, Tesi di Laurea Magistrale in Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio, Politecnico di Milano, (2013).
- R. L. Stover, Energy recovery device performance analysis, Energy Recovery, Inc., San Leandro CA, USA, (2005).
- R. L. Stover, SWRO process simulator, *Desalination* 221, 126 - 135, (2008).

M. Svensson, *Desalination and the Environment: options and considerations for brine disposal in inland and coastal location*, SLU Department of Biometry and Engineering, (2005).

M. M. Tirado, R. Vismara, *Dissalazione di acqua di mare tramite membrane ad osmosi inversa con recupero di energia*, *L'ambiente*, (2013).

G. A. Tularam, M. Ilahee, *Environmental concerns of desalination seawater using reverse osmosis*, (2006).

F. Vincea, E. Aoustina, P. Bréanta, F. Marechalb, *LCA tool for the environmental evaluation of potable water production*, *Desalination* 220, 37-56, (2008).

N. Voutchkov, *Considerations for selection of seawater filtration pretreatment system*, *Desalination* 261, 354–364, (2010).

WaterReuse Association, *Overview of desalination plant intake alternatives*, White Paper, (2011).

I. C. Watson, O. J. Morin, L. Henthorne, *Desalting Handbook for Planners*, (2003).

M. Wilf, *The guidebook to membrane desalination technology*, Balaban Desalination, (2007).

P. H. Wolf, S. Siverns, S. Monti, *UF membranes for RO desalination pretreatment*, *Desalination* 182, 293–300, (2005).