

SELINUS UNIVERSITY



OF SCIENCES AND LITERATURE

Dottorato di Ricerca PhD:
Ingegneria Gestionale

Titolo della Tesi di Dottorato:
L'acqua nel Mondo: Normativa, Management
Economico e Ingegneria della Depurazione delle
Acque Reflue

Candidato: Sinisi Angelo

Matricola n°: UNISE0963IT

Relatore Super Visore:
Prof. PhD. Salvatore Fava

Anno Accademico: 2019 - 2020

DICHIARAZIONE DI ORIGINALITA'

Con la presente dichiaro di
essere l'unico autore di
questo progetto / tesi e che
il suo contenuto è solo il
risultato delle letture e delle
ricerche che ho fatto".

Indice

Introduzione.....	7
Capitolo 1 L'acqua nel Mondo	
1.1 La Risorsa Idrica.....	8
1.2 Le Riserve dell'Acqua in California.....	13
1.3 L'Australia.....	14
1.4 I Paesi dell'Asia Meridionale.....	15
1.5 Il Messico.....	16
1.6 Il Cile.....	19
1.7 Gli Stati Uniti.....	21
1.8 Il Fiume Upper Snake.....	22
1.9 Considerazioni.....	23
Capitolo 2 I Permessi per la Gestione dell'Acqua nel Mondo	
2.1 I Permessi nel Mondo.....	26
2.2 La Struttura Analitica.....	30
2.3 I Permessi in Italia.....	34
2.4 Breve Introduzione dei Permessi Negoziabili.....	37
2.5 Permessi Negoziabili per i Diritti del Consumo dell'Acqua.....	38
2.6 L'Applicazione del TPWR in Alcuni Paesi.....	39
2.7 Lo Scambio dei Rifiuti Organici e dei Nutrienti.....	40
Capitolo 3 L' Inquinamento	
3.1 La Teoria dell'Inquinamento.....	45
3.2 L'acido Cromico.....	48
3.3 Il Sistema TDP.....	52

3.4 Risultati Finali.....	53
3.5 Costatazioni.....	54
3.6 Emissione di Odori.....	55
3.7 Inquinamento Acustico.....	57
3.8 Emissioni di Aereosol.....	58

Capitolo 4 Progettazione di un Impianto di Derpurazione

4.1 Descrizione.....	59
4.2 Dimensionamento del Canale Aduttore.....	60
4.3 Grigliatura Grossolana.....	61
4.4 Grigliatura Finale.....	61
4.5 Dissabbiamento.....	62
4.6 Sedimentazione Primaria.....	64
4.7 Ossidazione.....	65
4.8 Vasche di Sedimentazione Secondaria.....	67
4.9 Clorazione.....	69
4.10 Linea Pioggia.....	69
4.11 Linea Fanghi.....	70
4.12 Ispessimento.....	70
4.13 Digestione.....	71
4.14 Condizionamento Chimico.....	72
4.15 Disidratazione.....	73

Capitolo 5 Depurazione delle Acque Reflue Domestiche per lo Scarico Fuori della Pubblica Fognatura

5.1 I Trattamenti Primari.....	73
5.2 I Trattamenti Secondari.....	76
5.3 Trattamenti di Affinamento.....	79
5.4 Manutenzione.....	81
5.5 Calcolo degli Abitanti Equivalenti.....	81
5.6 Scarichi in Acque Superficiali.....	82
5.7 Scarichi a Suolo con Subirrigazione.....	88
5.8 Scarichi a Suolo con Fitodepurazione.....	96
5.9 Sistemi di Depurazione in Caso di Piccoli Spazi a Disposizione.....	101
5.10 Quadro delle Voci Spesa per tutti gli Schemi di Base.....	106

Capitolo 6 Management Economico

6.1 La Struttura dell'Offerta della Depurazione.....	107
6.2 Efficienza Tecnica dei Processi di Depurazione.....	109
6.3 Analisi Econometrica.....	110
6.4 Considerazioni.....	115

Capitolo 7 Le Acque Reflue in Agricoltura

7.1 L'Utilizzo in Agricoltura dei Fanghi di Depurazione.....	115
7.2 La Normativa.....	118
7.3 Considerazioni sulla Normativa.....	119
7.4 Produrre Energia con le Acque Reflue.....	121

Capitolo 8 Esempio della Comunita' Spagnola

8.1 Il Riutilizzo delle Acque Reflue ad Almeria Spagna.....	124
8.2 La Cooperativa Las Cuatro Vegas ad Almeria.....	126
8.3 La Linea del Trattamento dell'Aria.....	127
8.4 Il Sistema di Gestione della Comunita'.....	128
8.5 Aspetti Socio Economici.....	130
8.6 Il Prossimo Investimento della Comunita'.....	133
Conclusioni.....	137
Bibliografia.....	138

Introduzione

La necessità di offrire ai cittadini efficienti servizi sanitari e al tempo stesso, il diritto-dovere di rispettare la natura sono alla base della legislazione che regola i processi di depurazione delle acque. Primo paese ad affrontare queste tematiche furono gli Stati Uniti con l'istituzione, nel 1970, dell'EPA Environmental Protection Agency, che cominciò a porre delle regole per la protezione ambientale. Nello stesso tempo si sentì la necessità che i progetti delle grandi opere venissero sottoposti preventivamente ad un esame speciale volto a valutare gli effetti sull'ambiente e la loro sostenibilità. Per rispondere a questa esigenza, l'EPA introdusse l'EIS Environmental Impact Statement, procedura standardizzata di valutazione di un progetto eseguita da un'apposita commissione, che deve stabilirne la compatibilità ambientale. La procedura americana fu in breve imitata, nel 1985, dall'UE che emise una direttiva il cui recepimento introdusse una vasta normativa nei paesi aderenti. In Italia il primo passo legislativo, in questo campo, è stato dato dalla Legge 8 luglio 1986 n.349. Questo elaborato, spiega l'importanza dell'acqua come risorsa idrica sia in Italia che nel Mondo, facendo riferimento all'inquinamento e alla normativa dei permessi dell'acqua. Nelle parti che seguono presenteremo un progetto di un depuratore e un progetto di un impianto per il trattamento delle acque reflue domestiche per lo scarico fuori dalla pubblica fognatura, evidenziando anche il management economico della depurazione. Nell'ultima parte parleremo dell'utilizzo delle acque reflue in agricoltura presentando un progetto sviluppato ad Almeria in Spagna. Dedico questo elaborato ai miei genitori Muciaccia Maria e Sinisi Gennaro per avermi sostenuto moralmente, ringrazio mia moglie Ph. Ing. EC. Sinisi Crenguta-Ileana per avermi incoraggiato nella conclusione di questo percorso e ringrazio in fine i miei fratelli Dott Agr. Sinisi Savino e Sinisi Gianfranco. Senza queste persone questo elaborato non sarebbe stato concluso. Un particolare ringraziamento va al mio Relatore Super Visore Prof. PhD. Salvatore Fava per la sua professionalità, disponibilità e gentilezza.

Capitolo 1 L'acqua nel Mondo

1.1 La Risorsa Idrica

La risorsa idrica, come la gran parte delle risorse ambientali è stata da sempre considerata una risorsa libera, disponibile in quantità illimitate e per questo, pur essendo fondamentale per la determinazione del benessere, non era mai entrata nella sfera dell'economia in quanto non oggetto di scambio all'interno del mercato. Il nostro modello economico, economia di mercato basata sulla proprietà privata dei fattori di produzione, affida il conseguimento dell'uso ottimo delle risorse economiche ai meccanismi del mercato. Come è stato più volte sottolineato nell'ambito dell'economia ambientale, se una risorsa economica rimane fuori da questi meccanismi difficilmente se ne realizza un uso razionale, come accade a tutti i beni economici ai quali non viene attribuito un valore di scambio nel mercato. In mancanza della mano invisibile del mercato, che conduce alla razionalità del sistema, l'alternativa che resta per conseguire un assetto razionale dell'uso di queste risorse è quella della pianificazione di interventi di politica ambientale mirati. L'inadeguata gestione delle risorse idriche pone una grave sfida allo sviluppo sostenibile mondiale, considerata la scarsità della risorsa in alcune aree geografiche che ne limita considerevolmente l'uso umano e che provoca il degrado dell'ecosistema. Garantire un uso sostenibile delle risorse idriche è una necessità strategica ampiamente riconosciuta in Europa e uno degli obiettivi principali riportati nella importante direttiva quadro sulle acque adottata dall'Unione europea. Una fornitura affidabile e la protezione delle risorse idriche tramite una corretta gestione sono indispensabili per sostenere tutti gli aspetti della vita umana e di quegli ecosistemi che dipendono da esse. Mentre l'uso dell'acqua varia in Europa a causa dei diversi climi, culture, costumi, economie e condizioni naturali, sono molti i paesi che affrontano la sfida comune di gestire delle risorse idriche limitate sia in termini di quantità che di qualità. Un'efficace tutela dell'ambiente, in particolare delle risorse idriche, viste come condizione primaria della sostenibilità dello sviluppo, non si può realizzare con il tradizionale approccio settoriale e di emergenza, ma richiede una politica preventiva che incida sulle cause e porti quindi ad una revisione delle politiche economiche e sociali che determinano le trasformazioni dell'ambiente. Coerentemente con questa idea, lo sviluppo sostenibile e la tutela dell'acqua vengono

inserite in diversi rapporti internazionali. A Rio de Janeiro, la Conferenza delle Nazioni Unite per l'ambiente e lo sviluppo chiude la fase costituente che, nell'arco di un ventennio, a partire dalla Conferenza dell'ONU sull'ambiente umano, ha determinato in tutti i paesi democratici lo sviluppo delle politiche pubbliche per l'ambiente. Rispetto a Stoccolma, la Conferenza di Rio rappresenta un elemento di continuità e, insieme, di rottura. Prende atto, infatti, dei risultati ottenuti, in termini di mitigazione degli inquinamenti, di produzione normativa, di istituzionalizzazione della questione ambientale, di spesa pubblica per l'ambiente, di sensibilità popolare per il tema, ma constata anche che tutto ciò non basta a incidere sulle cause dei problemi né, soprattutto, ad affrontare gli aspetti globali della crisi. Con la Conferenza di Johannesburg si sancisce in modo definitivo l'importanza dell'acqua per lo sviluppo delle attività umane, ma anche per la semplice sopravvivenza dell'uomo. Nei Trattati dell'Unione Europea, da quello di Maastricht a quello di Amsterdam, il perseguimento di questi indirizzi rappresenta un obbligo per l'Unione e per gli Stati membri. Il programma d'azione a favore dell'ambiente e di uno sviluppo sostenibile contiene sostanziali novità di approccio rispetto ai precedenti programmi ambientali dell'Unione. Questo si presenta come lo strumento di attuazione in ambito comunitario delle politiche ambientali e costituisce il quadro unitario di riferimento per le politiche degli Stati membri. Nel corso degli anni, la Comunità europea ha prodotto numerosi documenti programmatici volti all'integrazione degli obiettivi di sostenibilità nelle principali linee di attività. L'insieme di questi documenti configura il tentativo di avviare un'ampia modernizzazione della società europea, mediante la realizzazione di riforme strutturali. L'orizzonte delle politiche di sostenibilità ne risulta notevolmente ampliato, ma soprattutto, sul piano teorico, si delinea la possibilità di un intervento a tutto campo dell'Unione nel merito delle politiche economiche e sociali, finora lasciate alla sussidiarietà. Nel caso delle risorse idriche le scelte pianificatorie finiscono con l'uscire dall'ottica delle semplici decisioni sulle modalità d'uso dell'acqua e diventano occasione per la verifica della compatibilità della coerenza delle ipotesi di sviluppo nella loro triplice accezione sociale, economica ed ambientale. L'acqua, fra le varie risorse ambientali, ha le caratteristiche più marcate di fattore di produzione ed è per questo che è la prima per la quale si sente oggi la

necessità di un approccio economico. Oggi non è più possibile ingessare un sistema socio-economico e territoriale dentro un rigido piano per le risorse idriche, qualunque esso sia. La pianificazione non basta più, bisogna chiedere aiuto ai meccanismi più duttili e flessibili di mercato per trovare la via dell'utilizzo ottimo della risorsa nel contesto di riferimento. Il passaggio dalla pianificazione al governo, comporta una profonda modifica delle modalità di approccio e della strumentazione tecnica ed amministrativa. Di tutti i settori regolamentati dalla politica ambientale comunitaria, quello dell'acqua ha prodotto la legislazione più vasta consistente in più di quaranta testi tra regolamenti, direttive e decisioni e, adottando approcci in materia di protezione delle acque, che si sono evoluti, negli ultimi vent'anni, in modo significativo. Le modalità di governo sancite dalla legislazione comunitaria, possono essere suddivise in tre fasi. All'inizio degli anni Settanta, a seguito delle prime Convenzioni sulla protezione delle acque, si è dato maggior peso alla protezione dall'inquinamento causato da alcune sostanze pericolose, per le quali vennero fissati valori limite di emissione per gli scarichi industriali e/o obiettivi di qualità ambientale per i ricettori finali. In seguito, si è ritenuto utile definire criteri di qualità per i diversi usi dell'acqua adottando, ad esempio, le Direttive sulla qualità delle acque superficiali destinate alla produzione d'acqua potabile, sulla qualità delle acque di balneazione, sul consumo umano, ecc., e fissando valori limite per i diversi parametri fisici, chimici e biologici. Si tratta, in entrambe le fasi, della definizione di standards qualitativi imposti dall'autorità pubblica. Negli anni seguenti è andata maturando la consapevolezza che una legislazione così complessa, basata sul concetto di obiettivi di qualità ambientale, non fosse comunque sufficiente per la protezione dell'ambiente acquatico. Per fronteggiare le diverse nuove situazioni, negli anni Ottanta è stato proposto un approccio definito qualità minima delle acque basato su limiti rigidi, vincolanti i più importanti parametri fisico-chimici. Da queste indicazioni è emersa la proposta del Consiglio Ambiente CEE di definire linee direttrici per una gestione integrata delle risorse idriche. Le norme comunitarie più recenti, ad esempio le Direttive sul trattamento delle acque reflue urbane che combinano la definizione degli obiettivi di qualità ambientale con la fissazione di valori limite d'emissione, confermano l'applicazione dell'approccio combinato alla protezione delle acque. Anche la Direttiva CEE sulla prevenzione e riduzione

integrale dell'inquinamento, che fissa valori limite di emissione per le industrie interessate basandosi sulla Best Available Technology, indica che, quando le condizioni locali consentono l'adozione di misure meno rigorose, i valori limite d'emissione possono tener conto della ubicazione geografica e delle condizioni ambientali locali. Ma lo strumento fondamentale che abbiamo per realizzare questo cambiamento nella gestione delle acque è la direttiva che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque. La Direttiva conferma l'impianto organizzativo per distretti idrografici ma introduce alcuni nuovi e fondamentali elementi che costituiscono il presupposto per realizzare il processo di internalizzazione della risorsa idrica nei sistemi economici. In particolare fornisce l'impianto normativo per lo studio dei permessi negoziabili come strumento di gestione delle acque. Bisogna guardare all'adozione di questa Direttiva per iniziare l'attuazione del corpo di regole necessarie a gestire la fase di ingresso dell'acqua nella sfera dell'economia e la creazione degli strumenti più opportuni per gestire gli inevitabili impatti. Nella Direttiva, si conferma l'adozione di un approccio combinato alla protezione delle acque. La proposta prevede una serie di obblighi che consentiranno di fissare obiettivi e norme di qualità ambientale fondati su una base comune a tutta la Comunità. Il documento rappresenta la base della strategia europea in materia di acqua in quanto mira a proteggere e migliorare la qualità degli ecosistemi acquatici, a promuovere un uso sostenibile dell'acqua basato su una gestione a lungo termine, e a garantire la disponibilità di una giusta quantità d'acqua quando e dove necessario. Importante passo della Comunità sarà la realizzazione del programma d'azione nel quale i problemi delle acque occupano una posizione rilevante. L'azione rivolta a questi problemi ha individuato temi prioritari come combattere l'inquinamento, promuovere il razionale uso dell'acqua, combattere le deficienze idriche persistenti, prevenire e gestire le situazioni di crisi. Sulla stessa linea, l'OCSE sta intraprendendo una serie di attività per migliorare le politiche di gestione delle risorse idriche nei Paesi membri e non membri, basandosi sulle recenti esperienze. Gran parte di queste attività consiste nel sostenere gli obiettivi concordati a livello internazionale, inclusi quelli riguardanti l'accesso all'acqua potabile e ai servizi igienici. In Italia, la legislazione sulle acque, per un lungo periodo, si è sviluppata per strati successivi, avendo come oggetto non tanto le risorse idriche

quanto le attività connesse con le stesse. La struttura amministrativa si è frazionata per materie corrispondenti alle varie attività mentre la dottrina giuridica ha dedicato particolare attenzione allo studio di categorie generali di usi pubblici, con particolare riferimento ai beni demaniali di uso generale. La nostra legislazione in materia ambientale, e quella in materia di risorse idriche in particolare, è attualmente tutta strutturata sulla pianificazione, dal Piano Regolatore generale degli acquedotti al piano di risanamento delle acque per arrivare al Piano di Bacino e ai Piani di tutela dei corpi idrici. Nelle prime norme nazionali è preminente la preoccupazione di garantire le diverse utenze, prescindendo da valutazioni di compatibilità degli usi con il mantenimento di adeguate caratteristiche quali-quantitative dei corpi idrici interessati dai prelievi. In particolare, il costo dell'acqua determinato dall'esistenza di una tassa si differenzia solo in base alla destinazione d'uso e alla quantità senza criteri qualitativi. In un certo senso si paga per l'utilizzo dell'acqua sulla base dei costi di distribuzione dell'acqua e non considerando il depauperamento quantitativo e qualitativo della risorsa. Lo sviluppo socio-economico, accentuando gli squilibri tra domanda e offerta di acque idonee ai diversi usi, ha posto le premesse per un cambiamento radicale, tradotto solo parzialmente in conseguenti disposizioni normative. Il processo di cambiamento è stato avviato dalla L.319/76, che ha dettato una disciplina degli scarichi, degli insediamenti produttivi, sostanzialmente uniforme e demandato alle Regioni le attività più propriamente legate agli aspetti pianificatori, con particolare riguardo alla predisposizione del Piano Regionale di Risanamento delle Acque. I compiti che la legge assegnava alle Regioni, se da un lato hanno consentito l'affermazione del ruolo essenziale inerente l'espletamento delle funzioni di pianificazione programmazione e coordinamento, dall'altro hanno messo in luce l'inadeguatezza dei contenuti dello strumento Piano, sostanzialmente riconducibile ad una programmazione degli adeguamenti delle reti di fognatura e degli impianti di depurazione. Solo con le successive modifiche della Merli sono state introdotte disposizioni, anche riferite alla pianificazione e riguardanti specifiche sostanze e particolari usi delle acque, più direttamente mirate alla protezione della risorsa. I risultati sono stati insufficienti sia per le carenze delle strutture di controllo, sia per l'equivoco di una politica ambientale fondata prevalentemente sui divieti, sia per lo scollamento fra la gestione della quantità e quella della qualità delle acque. La

situazione non è stata sostanzialmente modificata da provvedimenti legislativi di portata innovativa quale, per gli aspetti più propriamente legati alla pianificazione, quello sulla difesa del suolo, non collegato organicamente con la legislazione preesistente e fonte pertanto d'incertezze su aspetti anche sostanziali. Più di recente, a dimostrazione del cambiamento culturale intervenuto, la L.36/94 ha introdotto il principio di salvaguardia del bene acqua per le generazioni future, indirizzando gli usi al risparmio e al rinnovo delle risorse per non pregiudicare il patrimonio idrico, visto in forma complessiva e integrata. La politica delle risorse idriche, oggi è ormai stabilmente inserita nel quadro, più generale, della politica ambientale sostenibile, che definisce la disciplina generale per la tutela delle acque superficiali e sotterranee attraverso la riduzione dell'inquinamento e il perseguimento di usi sostenibili e durevoli delle risorse idriche, hanno sancito l'avvento di una nuova cultura dell'acqua dichiarando che l'uso delle risorse idriche deve essere compatibile con l'ambiente e con le necessità delle generazioni future. Nella legislazione italiana si è avviato un processo di riforma, centrato sull'individuazione di nuovi livelli di coordinamento che superano i confini amministrativi tradizionali e dovrebbero costituire il nuovo sistema di pianificazione e di governo delle risorse idriche. Alla funzione di governo si richiede oggi di decidere come allocare le risorse fra i diversi usi attraverso il bilancio domanda-disponibilità, di stabilire come garantire la loro disponibilità quali-quantitativa e i requisiti da rispettare nei vari usi, di realizzare le infrastrutture destinate ad assicurare tale disponibilità, di stabilire i ruoli di tutti i soggetti pubblici e privati, di controllare i risultati delle loro funzioni connesse all'uso delle risorse ambientali. La tutela della risorsa acqua, in particolare, richiede un'azione unitaria e integrata, non settoriale e isolata, e necessita di una prevenzione non limitata ai soli corpi idrici, ma che tenga in considerazione tutti i fenomeni e tutte le attività antropiche che direttamente o indirettamente incidono sulla qualità della risorsa acqua.

1.2 Le Riserve dell'Acqua in California

In California è stato introdotto un tipo di commercio dell'acqua a livello statale basato su vere e proprie banche dell'acqua, dopo un periodo di siccità, quando la media annuale delle precipitazioni fu meno della metà rispetto ad annate normali, rendendo così impossibile soddisfare le richieste d'acqua di considerevoli aree

urbane e agricole, oltre che degli abitanti della parte meridionale dello Stato. In California esiste una notevole differenza tra il Nord e il Sud rispetto ai volumi di piovosità e la domanda d'acqua è maggiore durante l'estate poiché, ovviamente, i picchi nelle precipitazioni si verificano nella stagione invernale. Di conseguenza, lo Stato ha sviluppato un sistema estensivo di bacini di riserva, canali ed acquedotti. L'acqua viene raccolta nel Nord dello Stato durante l'inverno e trasferita al Sud durante l'estate. In tal senso, le banche dell'acqua aiutano a indurre i titolari dei diritti sull'acqua, che abitano in regioni con disponibilità di risorse, a trasferire acqua agli acquirenti che si trovano in regioni con scarsa disponibilità. La Banca della California stabilisce i prezzi di acquisto e di vendita in base ai budget delle varie fattorie con alcuni incentivi di profitto per i venditori. Questi ultimi vengono incoraggiati a trasferire subito i propri diritti, poiché i prezzi sono più alti agli inizi della stagione ciò assicura che vi sia abbastanza offerta d'acqua sul mercato. Gli acquirenti non sono obbligati a garantire i propri acquisti poiché la Banca acquista l'acqua in eccesso. Il successo del programma viene spiegato anche dal fatto che il controllo completo sull'intero processo e l'attività di supporto legale per i venditori sono affidati ad un'agenzia di Stato, al fine di ridurre il rischio ambientale e legale associato a trasferimenti massicci d'acqua. Il programma di scambi della California ha incoraggiato anche il trasferimento d'acqua per la protezione dell'ambiente, consentendo ad agenzie pubbliche e privati di acquisire diritti sull'acqua per bacini interni.

1.3 L'Australia

In Australia i primi esperimenti con scambi temporanei di acqua sono stati realizzati nel 1987. Forme di scambio permanente e temporaneo sono state introdotte formalmente, invece, con il Water Act, però, la creazione di meccanismi di regolamentazione degli scambi permanenti, mentre il primo trasferimento è avvenuto nel 1992. L'obiettivo dei diritti negoziabili di consumo dell'acqua è quello di migliorare la redistribuzione delle risorse idriche disponibili verso usi più efficienti. Sebbene ogni Stato segua poi un approccio leggermente differente, lo schema generale di tali programmi è simile e consiste nell'attribuzione di permessi di allocazione nominali dell'acqua agli irrigatori da parte dell'autorità dell'acqua con cadenza annuale, a seconda della disponibilità dell'offerta. I titolari dei diritti

possono scambiare i loro diritti ad alcune condizioni, relative ai trasferimenti ad altri settori e a grosse distanze. Le autorità non intervengono circa i termini dello scambio. I programmi TWAR sono accompagnati da previsioni per allocare i diritti sull'acqua, allo scopo di rafforzare gli impieghi interni e la qualità dell'acqua e di garantire contatti permanenti con utenti e fornitori che consentano di monitorare e reindirizzare le riforme politiche sull'acqua. Il Sud dell'Australia coincide con la parte meridionale del bacino Murray-Darling, che rappresenta la più grande riserva d'acqua dell'Australia e copre ben quattro Stati. Ultimamente è stato introdotto un tetto massimo nell'uso dell'acqua all'interno del bacino. Anche se i mercati sono abbastanza attivi, solo una frazione relativamente piccola del volume totale dell'acqua assegnata per l'irrigazione viene scambiata in modo permanente. La maggior parte degli scambi d'acqua è stata limitata al settore agricolo, consentendo in tal modo ai coltivatori di alto livello di espandere la loro base coltivata utilizzando l'acqua proveniente da altri possessori, dediti a raccolti di livello inferiore.

1.4 I Paesi dell'Asia Meridionale

In paesi quali Pakistan, India, Yemen, Giordania e i Territori Palestinesi, per molti anni sono stati presenti mercati informali dell'acqua all'interno dei distretti d'irrigazione. Il funzionamento dei vari mercati dell'acqua è piuttosto simile, essendo basato sul trasferimento dei diritti sull'acqua dai coltivatori più grandi a quelli più piccoli. L'acqua viene estratta dalle sorgenti con pompe a diesel o elettriche. Molte di queste pompe con un eccesso di capacità vendono acqua, i pagamenti possono essere effettuati in denaro o sotto forma di lavoro, secondo modelli di coltivazione frazionata in due o tre parti. Nelle coltivazioni a due parti, nelle quali una di esse offre l'acqua e l'altra la terra, i costi e i profitti sono condivisi. I modelli di coltivazione a tre parti, invece, funzionano come quelli a due, ma con l'aggiunta di una terza parte che offre il lavoro. In tutti i sistemi di coltivazione frazionata i venditori d'acqua hanno un interesse diretto a salvaguardare e fornire tempestivamente l'acqua agli acquirenti. In Pakistan, i mercati dell'acqua sono illegali, sebbene il 70% degli agricoltori scambi risorse idriche lungo i corsi d'acqua per far fronte alla scarsità di tali risorse e potenziarne l'offerta. Una situazione simile si verifica in Giordania, dove le risorse idriche sono proprietà dello Stato e la legge proibisce la vendita dell'acqua senza un'approvazione scritta, in ogni caso, l'acqua

viene venduta dalla sorgente agli agricoltori e ai mercati urbani. Nello Yemen, invece, la presenza di mercati idrici incoraggia gli agricoltori a trasferire i diritti sull'acqua a compagnie idriche private. In questi paesi, l'evidenza empirica suggerisce tuttavia che i mercati dell'acqua, sebbene risolvano i problemi legati all'allocazione, alla disponibilità e all'accesso all'acqua, stanno conducendo all'esaurimento di tale risorsa. Questo accade laddove i diritti sull'acqua risultano non ben definiti. In una comune sorgente idrica, infatti, i proprietari estraggono quanto possono prima degli altri, al fine di cogliere i profitti derivanti dalle dismissioni dei diritti sull'acqua e recuperare gli investimenti nell'infrastruttura. Emergono, tuttavia, problemi di tipo sociale quando esistono situazioni monopolistiche, con conseguenti alti prezzi e costi sociali per i piccoli coltivatori acquirenti.

1.5 Il Messico

In Messico, prestiti e vendite di risorse idriche tra agricoltori per impieghi stagionali hanno avuto luogo per molti anni, anche quando tali scambi non venivano incoraggiati o erano addirittura illegali. La riforma della legge federale sull'acqua fornisce la base legale necessaria per le transazioni sul mercato dell'acqua tra singoli agricoltori così come tra associazioni per l'utilizzo delle risorse idriche. La riforma è stata accompagnata da altre misure di liberalizzazione, quali la rimozione dei sussidi all'agricoltura, l'eliminazione di alcune agenzie e banche pubbliche per l'agricoltura e l'adesione all'Accordo di libero scambio del Nord America tra Stati Uniti, Messico e Canada. Queste riforme erano dirette a stimolare la crescita economica attraverso gli investimenti privati nel settore agricolo e la capitalizzazione delle colture agricole d'irrigazione che, in ultima analisi, avrebbero contribuito ad un uso del servizio d'irrigazione più efficiente ed efficace in termini di costo. La legge consente di riversare una maggiore responsabilità sugli agricoltori per i servizi d'irrigazione e fornisce un meccanismo per ottenere impieghi più produttivi delle risorse idriche, assicurando ai titolari delle concessioni la sicurezza della distribuzione dell'acqua. I diritti di proprietà dell'acqua vengono assegnati dalla Commissione messicana nazionale sull'acqua, che è un'istituzione federale decentralizzata per la gestione delle risorse idriche. La Commissione può rilasciare concessioni ai singoli agricoltori o alle associazioni per l'utilizzo delle risorse

idriche. Le concessioni vengono trascritte in registri che possono essere consultati pubblicamente, ciò consente di controllare i volumi d'acqua assegnati, fornisce certezza legale circa i diritti sulle risorse idriche, facilita la pianificazione e la programmazione riguardo tali risorse e costituisce uno strumento di immediata consultazione per gli utenti, i quali possono far valere in tal modo i propri diritti durante le eventuali controversie. Le concessioni hanno una durata che va dai cinque ai cinquant'anni e sono rinnovabili. Le concessioni idriche sono basate sull'impiego per il consumo, per esempio sulla quantità d'acqua che viene utilizzata per far crescere una pianta, quella che traspira dalla superficie di una pianta o quella che evapora dalla superficie terrestre. Agli inizi di ogni anno agricolo, la Commissione nazionale determina il volume d'acqua utilizzabile da ciascuna associazione per l'utilizzo delle risorse idriche, sulla base dei livelli storici di consumo. Ad ogni associazione viene assegnata una quota della riserva disponibile, proporzionata all'area della superficie d'irrigazione che è gestita dall'associazione: perciò, le concessioni volumetriche vengono a ragione definite come una frazione del deposito disponibile. In base a questa allocazione annuale e alle misure di regolamentazione successive, ogni associazione è tenuta a redigere il proprio piano d'irrigazione annuale. Seguendo tale piano, ciascuna associazione dovrebbe erogare agli utenti il volume coerente con quello pianificato e richiesto, oltre che con i tempi di distribuzione. Dunque, ogni associazione si assume presumibilmente la responsabilità per il funzionamento del sistema. Il Governo federale è inoltre autorizzato ad imporre delle restrizioni nell'utilizzo dell'acqua per razionare le risorse idriche nei periodi di siccità, per prevenire l'eccessivo sfruttamento di una sorgente, per preservare la qualità dell'acqua, per risanare un ecosistema o per proteggere le sorgenti d'acqua potabile. La legge sull'acqua, inoltre, crea un sistema di tasse sull'acqua che devono essere pagate dai titolari delle concessioni, secondo l'uso deliberato delle risorse. L'ammontare della tassa viene deciso sia in base alla quantità d'acqua estratta, sia alla quantità e qualità degli scarichi emessi. Attualmente, la tassa per l'estrazione dell'acqua per l'irrigazione è pari a zero. La funzione della tassa è quella di prevenire speculazioni da parte di chi possiede risorse idriche senza sostenere alcuna spesa e non le utilizzi. Esistono anche restrizioni alle vendite tra i vari distretti. Prima che possa aver luogo una vendita d'acqua al di fuori

di un distretto, il 66% degli utenti con diritto di voto deve approvare la decisione. In aggiunta, la legge richiede che sia ottenuta l'approvazione da parte della Commissione nazionale e che tutti i profitti derivanti dalla vendita vadano al distretto e non ai singoli utenti. Ciò implica che la maggior parte delle vendite avverrà all'interno di ciascun distretto. Di conseguenza, il valore delle risorse idriche tenderà ad uniformarsi all'interno dei distretti d'irrigazione, ma non tra i vari distretti. Kloezen ha condotto uno studio sul mercato dei diritti sull'acqua tra associazioni nel distretto d'irrigazione Alto Rio Lerma, nel Messico centrale. Grazie alle informazioni ottenute dalla Commissione nazionale e direttamente dalle associazioni, riguardo transazioni, volumi e prezzi, Kloezen spiega perché è stato possibile riallocare le concessioni idriche attraverso i diritti negoziabili sull'acqua, anche nel caso di poche transazioni. La nuova legge stabilisce le condizioni per lo scambio, ma è importante che la Commissione fornisca ad acquirenti e venditori la flessibilità sufficiente per negoziare e definire termini e condizioni specifiche per lo scambio delle risorse idriche. E' necessario che tale scambio non implichi eccessivi ed ulteriori costi di transazione per il trasporto dell'acqua dalle associazioni che vendono a quelle che acquistano, né che siano imposte esternalità sugli altri utenti. Nel distretto dell'Alto Rio, grazie all'impiego di un sistema basato sui diritti negoziabili, i guadagni in termini economici per le associazioni derivanti dalla vendita sono meno rilevanti dei guadagni in termini sociali e politici. Per le associazioni venditrici d'acqua è politicamente importante, infatti, che esse occasionalmente siano d'aiuto ad altre associazioni, concedendo un maggiore accesso all'acqua, dal momento che tutte sono parte delle due istituzioni che decidono sul comportamento sostenibile di ogni associazione: il Comitato idraulico, nel quale le varie associazioni cercano insieme di negoziare con la Commissione nazionale le concessioni annuali, i prezzi e le tabelle per l'irrigazione, e la Società a Responsabilità Limitata, in seno alla quale tutte le associazioni hanno cercato di ridurre il ruolo della Commissione nazionale nella gestione primaria del sistema. Un limite dei mercati è il fatto che, anche in base alla nuova legge sull'acqua, i diritti dei singoli utenti continuano ad essere mal definiti, poiché la Commissione nazionale, nell'assegnare le concessioni, mostra una forte preferenza per le associazioni piuttosto che per i singoli utenti. Hearne e Trava hanno esaminato tre casi nel

Messico settentrionale e hanno analizzato come vengono prese le decisioni circa l'allocazione dell'acqua. Nel corso di tali studi, queste valli d'irrigazione hanno dovuto fronteggiare un periodo di siccità durato tre anni ciò ha offerto degli spunti interessanti riguardo la gestione della rete idrica durante i periodi di scarsità d'acqua. Nei distretti d'irrigazione di Lagunera e di Rio San Juan, sono state imposte delle soluzioni centralizzate ai problemi di siccità, impedendo in tal modo ai singoli utenti con diritti di utilizzo dell'acqua certi di negoziare tra loro autonomamente. Nel distretto di Lagunera, la Commissione ha scelto di minimizzare le perdite di conduzione nei canali secondari e di limitare l'irrigazione solo a pochi campi vicini ai canali principali. Per di più, si è deciso che l'intero sistema d'irrigazione sia utilizzato per irrigare solo i campi di cotone. Tali esempi mostrano come i trasferimenti dell'acqua per l'irrigazione agli utenti municipali e industriali, con la previsione di meccanismi di compensazione, sotto forma di una migliorata tecnologia d'irrigazione, potrebbero apportare benefici a tutte le parti coinvolte. In Messico, la scarsità d'acqua consente alla Commissione di imporre misure regolatorie di controllo e di intervento per le situazioni di emergenza, che di fatto eliminano la sicurezza circa le concessioni per l'utilizzo dell'acqua.

1.6 Il Cile

In Cile, dall'approvazione del Codice sull'acqua, il Governo sta cercando di riallocare i diritti sull'acqua attraverso lo scambio tra privati e una maggiore efficienza nell'impiego dell'acqua, principalmente nell'irrigazione per l'agricoltura. Il Codice dell'acqua rafforza la proprietà privata, aumenta l'autonomia privata nell'utilizzo dell'acqua e supporta la nascita di liberi mercati dei diritti sull'acqua. Il Codice contiene una distinzione tra diritti al consumo e non, laddove il primo tipo consente un consumo pieno dell'acqua senza alcun flusso di ritorno a valle, mentre il secondo tipo prevede un flusso di ritorno che non pregiudichi i diritti di altri utenti. Questo principio ha fatto sorgere conflitti tra i coltivatori e le compagnie elettriche, dovuto al cambiamento dei percorsi di impiego dell'acqua a monte, originato dai trasferimenti o dall'aumentata efficienza nell'utilizzo dell'acqua. Ciò ha avuto come risultato una riduzione nel flusso di ritorno del fiume per gli utenti a valle non aventi causa nel procedimento giudiziario. L'assegnazione dei diritti sull'acqua è avvenuta in base al possesso delle terre. Le domande per l'ottenimento dei nuovi diritti sono

pervenute alla Direzione generale dell'acqua senza contenere indicazioni specifiche riguardo all'utilizzo effettivo dell'acqua. Se vi è abbondanza d'acqua disponibile, non c'è motivo di respingere la richiesta, altrimenti la Direzione generale indice un'asta pubblica e vende così i diritti al migliore offerente. In teoria, i diritti dovrebbero essere valutati in termini di volume per unità di tempo, ma in pratica alcuni vengono espressi in termini di frazioni dei canali. Le operazioni di scambio vengono completate senza l'approvazione della Direzione generale, lasciando in tal modo tutte le decisioni sulla gestione della rete idrica ai singoli privati. L'esperienza del Cile con i sistemi TWARD è abbastanza controversa. Alcuni autori sostengono che sia stata e sarà un programma di successo. Secondo questi autori, i mercati dell'acqua cileni funzionano efficacemente; le risorse idriche si muovono da impieghi a più basso valore a impieghi a più alto valore, i prezzi sono indicativi della scarsità d'acqua, tanto nel breve quanto nel lungo termine, e lo scambio dei diritti è attivo. Bearne e Easter hanno calcolato i guadagni prodotti dai mercati dell'acqua in quattro valli di fiumi Maipo, Azapa, Elqui e Limari. Essi hanno condotto un'indagine tra gli agricoltori per raccogliere informazioni riguardo le caratteristiche individuali dei partecipanti, i prezzi e le quantità delle varie transazioni, i costi di transazione e i raccolti degli agricoltori. Utilizzando tali dati e confrontandoli con un metodo alternativo per allocare le risorse idriche diverso dal libero mercato, un progetto per l'immagazzinamento dell'acqua di largo respiro, essi hanno constatato l'esistenza di notevoli guadagni economici derivanti dallo scambio in due delle quattro valli dei fiumi, laddove i mercati risultavano più attivi. Gli introiti economici provengono dagli scambi internazionali e dagli scambi tra agricoltori e producono rendite sia per i venditori che per gli acquirenti. Gli autori hanno anche dimostrato che i costi di transazione non costituiscono una barriera al commercio. Secondo loro, l'ostacolo fondamentale al commercio è il costo derivante dal dover modificare le infrastrutture. La valutazione più critica è stata data da Bauer, il quale sostiene che i mercati dell'acqua in Cile hanno avuto risultati diversi. Il numero delle transazioni è stato chiaramente inferiore alle aspettative. Bauer fornisce una serie di spiegazioni a questa inattività del mercato. Nonostante l'esistenza della Direzione generale quale fonte di informazioni principale, esistono scarse informazioni attendibili riguardo agli scambi di risorse idriche e questo genera problemi di incertezza e di mancanza di

protezione per i terzi da eventuali danni. I costi di transazione risultano alti e l'acqua ha un costo non abbastanza elevato per giustificare investimenti su di essa; è difficile e costoso trasportare l'acqua da un bacino all'altro, o da valle a monte all'interno dello stesso bacino. Esiste anche un problema di natura culturale, poiché risulta difficile pensare ai diritti sull'acqua come ad un servizio e separati, quindi, dalla proprietà della terra. Questo può incidere sulla risposta dei singoli ai segnali di prezzo e agli incentivi di mercato. Chi è disposto a vendere i diritti sull'acqua separatamente, tendenzialmente sono coloro i quali abbandonano l'agricoltura, perché dispongono di un'eredità per esempio, o perché sono economicamente disperati. Ciò poiché una volta che i diritti sono stati venduti, non ci sono garanzie di poterli riacquistare in futuro a prezzi ragionevoli. Molti titolari dei diritti sull'acqua rifiutano di vendere poiché speculano in base alla convinzione che il valore dell'acqua salirà in un futuro non troppo remoto. Infine, risultano poco diffuse le aste pubbliche per la vendita dei diritti e nella maggior parte dei casi l'assegnazione è stata fatta sulla base di circostanze eccezionali ed interessi generali come conseguenza, le autorità hanno impiegato i diritti sull'acqua per intraprendere decisioni politiche che poco avevano a che fare con la salvaguardia dell'ambiente. Un ulteriore punto critico riguardo l'assenza di transazioni è dato dal fatto che la distribuzione iniziale dei diritti sull'acqua è stata più o meno simile ai risultati che poi si sono ottenuti con l'equilibrio del mercato, prevenendo in tal modo la possibilità di ulteriori scambi. Il principale beneficio dei mercati dell'acqua in Cile è la sicurezza legale dei diritti di proprietà privata, che è servita ad incoraggiare gli investimenti privati negli impieghi agricoli dell'acqua e a consolidare l'autonomia delle associazioni locali dei vari canali. La flessibilità del Codice sull'acqua circa lo scambio dei diritti, anche se sono avvenute poche transazioni, offre la possibilità di un cambiamento nell'allocazione o negli impieghi delle risorse idriche.

1.7 Gli Stati Uniti

Fino a qualche anno fa, nella maggior parte del sud-est degli USA, nessuno in realtà possedeva una grande quantità d'acqua. Per tradizione, chiunque abbia accesso all'acqua può averne quanta ne desidera, purché la quantità richiesta sia nei limiti della ragionevolezza. Questa regola non scritta ha funzionato bene in situazioni di dotazioni abbondanti d'acqua. Ma il fatto che la popolazione sia in continua crescita

rende di fatto inutilizzabile un criterio del genere. Dal momento che ogni utente cerca di accaparrarsi quanta più acqua possibile, la risorsa acqua si va esaurendo progressivamente. Nessuno ha motivo di limitare il proprio consumo, poiché tutta l'acqua che non viene utilizzata sarà impiegata da qualcun altro. La maggior parte delle zone in cui sono stati applicati i diritti di consumo dell'acqua sono concentrate nella parte occidentale degli Usa, dove la crescita della popolazione, la scarsità dell'acqua e un insieme di sistemi di allocazione dell'acqua generalmente basati sulla dottrina dell'appropriazione precedente, consentono trasferimenti di mercato ben regolamentati. Per supportare l'agricoltura e le attività estrattive, l'acqua viene trasportata anche a distanze considerevoli dalle sue sorgenti. Questi mercati dell'acqua hanno due scopi un'allocazione delle risorse più efficiente e la protezione dell'ambiente. Nel periodo 1990-1997, nove degli undici Stati occidentali hanno dichiarato la presenza di uno scambio dei diritti sull'acqua nei corsi interni per usi ambientali. Gli acquirenti erano agenzie federali, agenzie di Stato ed organizzazioni ambientali private che, attraverso le acquisizioni dei diritti sull'acqua, sono state in grado di aumentare il flusso nei maggiori fiumi per proteggere la fauna e la flora dell'acqua e il valore delle attività ricreative connesse. Il metodo più comune di acquisizione è quello di contratti d'affitto annuali, acquisti e donazioni. I prezzi per l'acqua, tuttavia, oscillano considerevolmente a seconda della domanda e dell'offerta e della durata del diritto in questione.

1.8 Il Fiume Upper Snake

Nel fiume Upper Snake, fin dagli anni Trenta è stato operativo un sistema informale di servizi bancari sull'acqua, ma la base legale di tale sistema è stata posta con la legislazione bancaria statale sull'acqua. La legislazione in questione consente operazioni bancarie statali attraverso leasing a breve o lungo termine. A causa dei bassi prezzi dell'acqua offerta a livello federale, esistono alcuni proprietari di aree di deposito che conservano grosse quantità d'acqua nelle dighe per gli anni di siccità ciò consente loro di recuperare i propri costi attraverso il deposito in banca dell'acqua in eccesso. La banca viene gestita da un Comitato dei Nove locale, che stabilisce i prezzi e fissa quali sono le priorità negli impieghi dell'acqua. I prezzi dei diritti sull'acqua sono alti, perciò fino ad ora l'acquirente principale è stata la Compagnia elettrica dell'Idaho, per la produzione idroelettrica in periodi di elevati

prezzi dell'elettricità. Le norme che regolano dove e come l'acqua può essere utilizzata sono restrittive. I trasferimenti al di fuori dello Stato sono proibiti e gli usi di irrigazione hanno la precedenza su tutti gli altri usi. Sono state concesse delle deroghe nel proprio statuto bancario sulla gestione dell'acqua, rendendo possibile un programma di acquisizioni dell'acqua da parte dell'Ufficio dei Reclami statunitense per prendere in prestito quantità d'acqua dal programma bancario ed utilizzarla nei corsi d'acqua interni, come parte degli sforzi di salvare i salmoni del fiume Snake. I risultati di tali tentativi sono incerti. In un rapporto sul programma federale di acquisizione dell'acqua redatto dal Dipartimento delle risorse idriche, non è stata dimostrata l'esistenza di una stretta relazione tra un aumento del flusso d'acqua nel fiume e un miglioramento nelle condizioni di vita dei salmoni.

1.9 Considerazioni

I permessi negoziabili per il consumo e l'inquinamento idrico presentano vantaggi e svantaggi. Un importante vantaggio è il fatto che le imprese, gli agenti privati e le autorità governative possono convertire i propri permessi in assets che possono acquistare e vendere allocandoli in maniera ottimale in una prospettiva intertemporale. I mercati dell'acqua aiutano, inoltre, gli utenti ad allocare e utilizzare l'acqua in modo più efficiente, stimolando acquirenti e venditori a trattare questa risorsa naturale come un qualunque bene economico. Di conseguenza, gli utenti sono incoraggiati a riallocare l'acqua da impieghi a basso valore verso impieghi di maggior valore. Un altro importante vantaggio derivante dall'istituzione di mercati dell'acqua, è che essi possono spingere verso la diversificazione dei raccolti, aumentando la flessibilità dei coltivatori nel rispondere al cambiamento dei prezzi, e verso la riduzione dei problemi idrici legati a pratiche d'irrigazione non sostenibili dal punto di vista ecologico. Infine, l'istituzione di un sistema di permessi idrici pone l'interessante prospettiva che possano entrare nel mercato e acquistare i diritti in questione anche coloro i quali utilizzano le risorse idriche per scopi ricreativi o i gruppi ambientalisti che intendono preservare la risorsa idrica. Uno dei problemi maggiori che affliggono, invece, i permessi negoziabili per l'acqua concerne la difficoltà ad istituire un mercato sufficientemente sviluppato, ovvero a sviluppare un numero di scambi sufficiente, tali da produrre guadagni in termini di efficienza. Un altro importante limite fin qui evidenziato dai permessi concerne il costo derivante

dal mantenimento del mercato, i cosiddetti costi di transazione, che in alcuni casi possono essere molto alti. Come emerge dall'esperienza di alcuni paesi, inoltre, è possibile che in alcuni mercati uno o più partecipanti possano dominare il mercato e distorcere così i prezzi ai quali avviene lo scambio, impedendo il livellamento dei costi di abbattimento marginale che è richiesto per raggiungere i massimi guadagni in termini di efficienza. Laddove si è riusciti a superare queste criticità, lo schema dei permessi negoziabili ha rappresentato una valida soluzione per risolvere problemi ecologici quali l'impatto congiunto delle emissioni di nutrienti da parte di fonti puntuali e diffuse. Gli esempi delle differenti applicazioni mostrano che in presenza di programmi di scambio delle emissioni consentite, i vari soggetti sono in grado di trarre vantaggio dalla differenza dei costi marginali di abbattimento tra le imprese per abbassare il costo totale di abbattimento. Questo accade senza il ricorso a regolamentazioni ambientali dirette che prescrivano le pratiche tecnologiche o manageriali necessarie, ma con gli incentivi forniti alle imprese per diminuire i costi attraverso la ricerca di strategie più innovative e meno costose per ridurre l'inquinamento. In ogni caso, come per tutti gli strumenti regolatori, è indispensabile prestare attenzione alla progettazione e all'implementazione degli schemi di scambio, dal momento che non esiste una sola modalità per mettere in piedi sistemi di questo tipo. Ciò poiché tali schemi richiedono, in fase di progettazione, che sia preso in considerazione il contesto locale dal punto di vista climatico, ambientale, economico, sociale e legale. Per questo motivo, ogni paese deve sviluppare una propria strategia d'implementazione e le soluzioni istituzionali nell'ambito delle quali possono svilupparsi i mercati dell'acqua variano notevolmente da regione a regione. Sebbene ciò renda complesso ricavare indicazioni generali da case studies particolari, è tuttavia possibile individuare dai case studies analizzati alcuni requisiti essenziali per l'esistenza di diritti negoziabili sull'acqua. I diritti sull'acqua devono essere chiaramente definiti, deve esistere un'istituzione appropriata per distribuire le allocazioni precedentemente stabilite, deve essere possibile misurare la quantità d'acqua riallocata, i diritti dei terzi non devono essere lesi e gli utenti devono pagare tasse specifiche per l'utilizzo dell'acqua. Dai case studies presentati emergono, inoltre, come necessarie alcune condizioni per un valido funzionamento di un programma di permessi idrici. In primo luogo, il bacino dovrebbe essere chiaramente

identificabile. Nel caso di permessi d'inquinamento, è necessario che esistano sufficienti fonti puntuali e non puntuali a seconda del tipo di scambio e ampie differenze nei costi di abbattimento. E', inoltre, necessario essere in possesso di dati sufficienti e accurati circa gli scarichi ed i livelli di inquinamento, o circa i livelli di prelievo e consumo dell'acqua. C'è poi bisogno di un'adeguata struttura istituzionale che supporti gli incentivi all'adempimento, i meccanismi di monitoraggio e di applicazione. Inoltre, la comunità dovrebbe accettare il sistema scelto, senza percepirlo come un'imposizione esogena dal punto di vista etico e culturale. Dall'esame dei case studies si evidenzia, infine, che la progettazione dei mercati idrici, l'allocazione dell'acqua e le regole riguardo lo scambio dovrebbero prendere in considerazione le interazioni tra la qualità ambientale e i benefici economici. Perciò, l'integrazione di modelli biologici con quelli economici risulta essenziale per capire come il cambiamento nei flussi d'acqua potrebbe alterare l'ambiente. Ne consegue che la progettazione di un valido sistema di permessi non può basarsi su considerazioni esclusivamente economiche, ma richiede l'individuazione di modelli bioeconomici capaci di integrare le informazioni biologiche relative al bacino con quelle economiche delle attività che insistono sul bacino stesso. Il conflitto fra obiettivi di crescita economica e tutela dell'ambiente sta assumendo proporzioni sempre più rilevanti, accompagnato da una spiccata tendenza generale che considera i due aspetti reciprocamente incompatibili e che necessitano pertanto di essere perseguiti e incentivati separatamente. La teoria economica ha comunque saputo dare valide risposte a questo conflitto, predisponendo una serie di strumenti che consentono la trasposizione nel calcolo economico dell'impresa dei costi sociali prodotti dalla sua attività. Il più innovativo e discusso fra questi è sicuramente il sistema dei diritti di inquinamento, che possiede la fondamentale proprietà di efficienza dal punto di vista dei costi necessari a raggiungere l'obiettivo di qualità ambientale deciso in sede politica; tale caratteristica non è invece riscontrabile nel sistema di regolamentazione diretta, che tuttavia risulta essere ancora il più utilizzato in tutte le politiche ambientali. Attualmente i diversi sistemi di permessi trasferibili di emissione sono stati proposti come strumento da impiegare su scala mondiale per il controllo dei problemi di inquinamento derivanti dai gas responsabili dell'effetto serra e del cambiamento climatico ma se negli Stati Uniti questi sistemi sono già

stati largamente sperimentati su base locale e nazionale verificandone pregi e problemi applicativi in Italia si è ancora sostanzialmente fermi alle formulazioni teoriche, mentre è ancora carente la sperimentazione a livello microeconomico.

Capitolo 2 I Permessi per la Gestione dell'Acqua nel Mondo

2.1 I Permessi nel Mondo

I paesi che maggiormente hanno sperimentato il sistema dei permessi applicati alle acque risultano essere gli Stati Uniti e l'Australia, che li hanno introdotti per far fronte principalmente a problemi di eccessivo carico di nutrienti e di salinità dei corpi idrici. Nel primo caso si contano 27 programmi di negoziazione tra inquinatori. Di questi, 23 riguardano negoziazioni tra fonti diffuse e non e 4 riguardano i mercati tra fonti inquinanti puntuali. La maggior parte dei programmi riguarda i nutrienti, mentre solo 2 riguardano metalli e 3 singole sostanze. Nella pratica, questi programmi si sono affermati per rispondere a due tipi di esigenze. Da un lato, l'introduzione di mercati di permessi di emissione è presa in considerazione qualora una fonte inquinante, pur sottoposta a dei limiti di emissione, voglia espandere la propria produzione. In questo caso, risulta conveniente coinvolgere altre fonti di inquinamento che presentano costi di abbattimento più bassi, per compensare il proprio aumento di carico inquinante con la diminuzione dello stesso operata da una fonte alternativa. Dall'altro, i mercati sono stati introdotti nelle situazioni in cui occorreva imporre dei limiti stringenti agli scarichi, allo scopo di raggiungere l'obiettivo di qualità ambientale a minor costo. Nel caso degli Stati Uniti lo standard ambientale, sulla base del quale emettere i permessi, è il c.d. Total Maximum Daily Load, ossia la quantità massima di carico inquinante che può essere sversata su un corpo idrico senza peggiorarne la qualità ambientale. Allo scopo di incoraggiare le pratiche di emission trading applicate agli inquinanti idrici, la USEPA ha redatto un documento contenente le linee guida per lo sviluppo di questi mercati. Descriviamo di seguito tre casi di mercati dei permessi che si differenziano per tipologia delle transazioni, inquinanti trattati e successo, il fiume Fox, il bacino del Tar Pamlico e il lago Dillon. Il fiume Fox costituisce il primo esempio di emission trading applicato alle risorse idriche negli Stati Uniti. Nel

1981 il Wisconsin Department approvò la possibilità di scambiare i permessi di scarico nel fiume Fox, con riferimento agli scarichi che incrementano il carico di BOD nel corpo idrico. L'idea del programma era di introdurre un certo grado di flessibilità nell'adempimento degli standard ambientali per le fonti di inquinamento puntuali. In pratica, era prevista la possibilità per le fonti che riuscivano a ridurre il carico di BOD versato nel fiume rispetto al valore limite di legge, di vendere la differenza ad altre fonti. Il programma fu lanciato sulla base di stime secondo le quali gli scambi avrebbero consentito di risparmiare 7 milioni di \$ nei costi di recepimento della normativa. I soggetti coinvolti erano ventuno. In realtà, i costi si sono rivelati sostenibili e finora nessuno scambio è stato registrato. I motivi del mancato successo del programma sono:

lo sviluppo da parte delle industrie inquinanti di alternative di policy che hanno permesso comunque di recepire la normativa;

-l'incertezza normativa legata al fatto che il Clean Water Act non autorizza espressamente gli scambi;

-le restrizioni agli scambi imposte dalla normativa statale.

Nel caso del bacino del Tar Pamlico, il mercato nasce come conseguenza di un'azione dell'Associazione di Industriali, in risposta a un inasprimento degli standard ambientali per le concentrazioni di nitrati e fosforo. Nel 1989, infatti, la North Carolina Environmental Management Commission definì il bacino Tar-Pamlico come zona vulnerabile ai nutrienti. In seguito alla ricognizione delle fonti inquinanti, risultò evidente che il maggior apporto veniva dalle fonti di origine diffusa. Nonostante questo risultato, la Commissione suggerì di fermare l'aumento degli apporti derivanti da fonti puntuali. La reazione degli industriali si concretizzò nella formazione di un'Associazione, per proporre l'introduzione di mercati dei permessi anziché rafforzare i controlli sulle fonti puntuali. In particolare, la proposta prevedeva:

-la regolazione del carico nutriente prodotto in aggregato dalle fonti puntuali, autorizzando perciò lo scambio di nutrienti tra soggetti inquinatori;

-l'impegno per i membri dell'Associazione a versare dei contributi ad un fondo per incoraggiare la riduzione dell'inquinamento da fonti diffuse allo scopo di compensare ogni sfioramento dalla bolla definita per gli inquinatori puntuali.

In seguito a questa proposta, si svilupparono due mercati, uno tra fonti puntuali, un soggetto industriale e una dozzina di impianti di trattamento delle acque reflue civili, attraverso negoziazioni bilaterali, e uno tra fonti puntuali, da un lato, e fonti diffuse, dall'altro, attraverso un intermediario tra l'associazione degli industriali e gli agricoltori. Di fatto, la clearinghouse rimborsa agli agricoltori il 75% dei costi di implementazione di best practices allo scopo di ridurre gli apporti di azoto e fosforo. Dal 1996 \$ 750,000 sono stati versati come contributi a fondo perduto per la riduzione dell'inquinamento di origine diffusa. L'adesione all'Associazione è volontaria ma, per i non membri, alle singole fonti puntuali si applicano gli standard definiti a livello nazionale. Nel caso esaminato, le fonti puntuali contribuiscono per il 15% al carico totale sversato. Ogni membro dell'Associazione provvede al versamento di \$56 per kg prodotto da conferire al fondo per il finanziamento di interventi alternativi al miglioramento degli scarichi puntuali. Il limite complessivo di scarico ammontava nel 2004 a 425.000 kg. Se le emissioni risultano inferiori alla bubble, all'Associazione è consentito accantonare la quota rimanente sotto forma di crediti banking, da poter utilizzare negli anni successivi. Nel complesso, lo scarico totale di nutrienti è diminuito del 18%. Infine, il caso del lago Dillon è un buon esempio di scambi tra fonti diffuse e puntuali. A fronte della fissazione di limiti annuali agli scarichi nel lago, è data la possibilità alle fonti puntuali di compensare gli sforamenti di tale limite attraverso il supporto alla rimozione dell'apporto da fonti diffuse. Per ovviare all'incertezza derivante dalle azioni di contenimento dell'apporto da fonti diffuse, gli scambi sono stati regolati. In altri termini, ogni aumento di una tonnellata di carico da fonti puntuali dev'essere compensato da una diminuzione di due tonnellate di carico da fonti diffuse. Lo scambio dovrebbe risultare conveniente per l'inquinatore puntuale, considerato che si stima che la riduzione di una libbra di fosforo tramite depurazione costa \$860, mentre la stessa riduzione da fonte diffusa costa \$119 . Nella realtà statunitense i mercati dei permessi di fatto si concretizzano in meccanismi di contrattazione. In Australia, invece, il mercato dei permessi di inquinamento ha sviluppato più meccanismi istituzionali. Un primo esempio riguarda principalmente la salinità dei corsi d'acqua, provocata dall'industria mineraria o dalle acque di raffreddamento utilizzate nei processi di

produzione di energia elettrica. Il caso più interessante è quello rappresentato dal fiume Hunter. Nel bacino, l'incremento della salinità provocava aumenti di costi di trattamento delle acque a scopi potabili e riduzione dei raccolti agricoli. Di conseguenza, l'EPA del New South Wales ha emesso dei permessi per 11 miniere di carbone, specificanti il massimo incremento di conduttività del fiume causato dallo scarico. Questo limite è stato rimosso e sostituito con un indice di concentrazione di salinità per le acque riceventi lo scarico. Allo scopo di implementare il regime, il fiume è stato diviso in tre sezioni. Ogni inquinatore è stato assegnato a una sezione. Ogni punto di monitoraggio lungo il fiume individua un blocco, in cui è divisa l'asta. Ogni credito autorizza il possessore a scaricare lo 0.1% del massimo carico disponibile per ogni blocco. I possessori di crediti sono liberi di scambiarsi i permessi con altri possessori, ma tutti gli scambi devono essere registrati in un apposito registro chiamato Credit Register. L'assegnazione dei permessi avviene sulla base di un meccanismo piuttosto complicato, dapprima una merit formula viene calcolata, considerando la gestione ambientale di ogni attività mineraria, in secondo luogo, un punteggio di performance ambientale viene calcolato attraverso l'elaborazione del piano di gestione di bacino. Problemi nella raccolta e analisi dei dati, uniti a problemi di siccità, hanno di fatto impedito al programma di decollare. Un sistema più semplice è quello introdotto per lo scambio di permessi per i nutrienti, sempre nello stato del New South Wales. La New South Wales ha introdotto un c.d. "bubble regime", costituito dall'insieme dei 3 impianti di trattamento collocati nel bacino del Hawkesbury-Nepean a Sydney, tutti di proprietà di uno stesso operatore, che contribuiscono per il 60% e per il 75% del carico di fosforo e azoto del bacino. L'idea è che il regolatore ambientale controlli il carico inquinante totalmente generato nel bacino la bubble, anziché le singole fonti puntuali. Viene, in altri termini, lasciata libertà al gestore degli impianti di depurazione di cercare di recepire gli standard ambientali ricercando la soluzione migliore in termini di costo-efficacia. Si stima infatti che i risparmi di costo si aggirino intorno al 10-20% dei costi totali.

2.2 La Struttura Analitica

Il concetto dei permessi negoziabili viene attribuito a Dales, che li propose come un'alternativa alle tasse per l'ottenimento di un set di standard ambientali predeterminati. Secondo Dales, bisognerebbe stabilire dei diritti di proprietà per le risorse ambientali e poi venderli al migliore offerente. Montgomery mise a punto i fondamenti teorici dei permessi negoziabili nel contesto di un modello di equilibrio economico generale. Nel modello, l'inquinamento viene considerato come un'esternalità che può essere scambiata in un mercato decentralizzato caratterizzato da licenze di emissione. In tal modo, l'autorità di regolazione, nel raggiungere un dato obiettivo di qualità dell'ambiente, può gestire l'inquinamento proveniente dalle fonti industriali a costi minori per ciascuna regione. Montgomery mostra che, coerentemente col teorema di Coase, in un mercato concorrenziale dei permessi, l'efficienza nei costi viene raggiunta indipendentemente dall'allocazione iniziale. Come sottolineavano i lavori di Dales e Montgomery, il vantaggio economico dei permessi negoziabili nasce dal fatto che il prezzo dei permessi è uguale per ogni fonte inquinante, perciò, attraverso il meccanismo del prezzo, è possibile uguagliare il costo di abbattimento marginale delle imprese in ogni dato periodo. In tal modo, l'autorità di regolazione può sicuramente raggiungere l'obiettivo fissato in termini di quantità di sostanze inquinanti al minimo costo sociale. Questi contributi hanno, tuttavia, un carattere prevalentemente statico, in quanto l'attenzione sull'allocazione ed il funzionamento dei permessi si focalizza in un singolo periodo. La base concettuale dinamica per i permessi negoziabili viene invece attribuita a Tietenberg. In uno scenario dinamico, nel quale siano consentite le operazioni bancarie sui permessi e il prestito degli stessi, il valore attuale netto del costo di abbattimento marginale viene uguagliato nei vari periodi di tempo. Il concetto di prezzo dei permessi fornisce, inoltre, un segnale per coloro che si apprestano ad entrare sul mercato riguardo alla scarsità della qualità ambientale, relativamente ad altri bacini e alle opportunità di abbattimento tecnologico. Questi primi contributi dettero luogo ad un'ampia letteratura focalizzata su modelli teorici. Tali modelli trattavano alcuni degli aspetti che possono influire negativamente sull'impiego dei permessi, tra i quali i costi di transazione, l'incertezza riguardo profitti e benefici futuri, l'esistenza di informazione asimmetrica, gli strumenti di regolazione preesistenti, il grado di

monitoraggio e di applicazione dei permessi e la volatilità del prezzo degli stessi. Nonostante le criticità che questi aspetti pongono riguardo all'utilizzo dei permessi, la conclusione generale emergente dalla letteratura è che i permessi negoziabili rappresentano una misura efficiente in termini di costo per limitare il livello totale di emissioni inquinanti. Per quanto concerne i sistemi basati su diritti negoziabili di inquinamento dell'acqua, esiste un ampio consenso in letteratura sul fatto che essi debbano essere specifici per ciascun bacino idrico, a seconda della natura di ogni bacino, delle caratteristiche biologiche, degli agenti inquinanti specifici, del tipo di fonti inquinanti, della normativa di regolazione esistente e del contesto sociale. Tuttavia esistono alcuni elementi comuni nell'implementazione di tali sistemi. In tutti gli schemi di implementazione, infatti, l'autorità di regolazione stabilisce un obiettivo, una data quantità di sostanze inquinanti che il bacino può tollerare per poterne preservare la sostenibilità. La quantità viene espressa in un'unità di misura omogenea per un dato periodo di tempo; questa quota di inquinamento viene poi distribuita sotto forma di permessi che consentono ai rispettivi titolari di emettere un determinato ammontare di sostanze inquinanti. I permessi vengono allocati gratuitamente tra i vari titolari oppure vengono scambiati dietro il pagamento di una somma, in base al consumo storico o per mezzo di aste. Di conseguenza, i permessi possono essere venduti sui mercati privati a determinate condizioni da imprese con bassi costi di abbattimento a imprese con alti costi di abbattimento. Tra i compiti dell'attività di regolamentazione c'è anche il monitoraggio di quantità eccessive di inquinamento, come nel caso delle sanzioni per le inadempienze, tali che il costo atteso del mancato adempimento ecceda il costo dell'inosservanza delle norme. Il monitoraggio dei mercati svolge un ruolo cruciale nel determinare l'efficacia di un sistema di permessi negoziabili. Ad esempio, la presenza di monopoli nel mercato dei permessi può generare barriere all'entrata di nuove fonti inquinanti che limitano la possibilità di scambiare i permessi e l'incentivo ad adottare tecnologie meno inquinanti per evitare di dover acquisire il permesso. Ciò rende dunque necessario il ricorso ad un sistema di monitoraggio che sia in grado di garantire la concorrenzialità sul mercato dei permessi che sola può favorirne il corretto funzionamento sul piano economico e l'efficacia nel raggiungimento degli obiettivi ecologici. Esistono due tipi di fonti di inquinamento dell'acqua quelle puntuali e quelle non puntuali. Mentre

le prime sono fisse e facilmente identificabili nel momento stesso in cui scaricano nell'acqua elementi inquinanti, le fonti non puntuali sono diffuse e non possiedono punti d'entrata chiaramente definiti. La regolazione delle fonti non puntuali richiede il controllo di fonti inquinanti diverse, indipendenti e di piccole dimensioni. Perciò, alcuni autori ritengono che regolare tali fonti sia oneroso dal punto di vista amministrativo ed economicamente inefficiente a causa degli alti costi di transazione del monitoraggio. Com'è noto, tuttavia, in molti bacini idrici le fonti inquinanti più grandi sono proprio quelle non puntuali e, per di più, la riduzione dell'inquinamento derivante da fonti non puntuali generalmente costa meno della riduzione di quello da fonti puntuali. Le esperienze dei vari paesi riguardano principalmente o scambi tra fonti puntuali o scambi tra fonti non puntuali. Per ottenere un'implementazione adeguata di uno scambio fonte puntuale-fonte non puntuale, invece, è necessario che siano soddisfatte tre condizioni fondamentali: (i) le fonti non puntuali devono essere significative e contribuire su larga scala all'inquinamento delle acque, (ii) l'abbattimento dell'inquinamento non puntuale deve essere possibile ed efficace (iii) il costo di abbattimento delle fonti non puntuali deve essere meno gravoso del costo di abbattimento di ulteriori fonti puntuali. La complessità del bacino idrografico è un altro aspetto molto importante da considerare nella progettazione di sistemi TWPR. Il legame tra attività agricole ed inquinamento è una variabile stocastica dipendente non solo da fenomeni naturali, quali le condizioni climatiche, ma anche da altri parametri, quali le caratteristiche di terreni e bacini idrografici. Inoltre, i movimenti del fondo delle acque sono difficili da monitorare cosicché esiste uno scarto tra emissioni e rilevamento dell'inquinamento. Poiché questo genera incertezza circa la reale qualità di un bacino idrografico, alla lunga potrebbe sorgere un problema di irreversibilità ambientale. In ogni caso, tali ostacoli sono rilevanti in tutte le politiche di regolamentazione dell'inquinamento idrico e non solo nel caso di sistemi TWPR. Esistono poi alcuni ostacoli di natura geografica per i mercati basati sui permessi negoziabili. Uno di questi è relativo al fatto che l'inquinamento dell'acqua è limitato al bacino idrico, cosicché il numero delle fonti d'inquinamento può essere esiguo con un conseguente mercato ridotto. Un altro problema è la variabilità degli impatti ambientali sul bacino idrico a seconda del punto di scarico: ciò può dare origine a luoghi di eccessivo scarico cosicché è probabile che venga violato l'obiettivo

prefissato. Quest'ultimo problema potrebbe essere risolto con regole sullo scambio stringenti e proporzioni adeguate; ciò produrrebbe una perdita di flessibilità, ma l'ambiente ne trarrebbe beneficio. Per quanto concerne gli aspetti etici legati all'applicazione di un sistema di TWPR, l'argomento contro i permessi negoziabili risiede nella convinzione che la qualità dell'acqua e più in generale dell'ambiente è fondamentalmente un diritto del quale è titolare la comunità e assegnare alle imprese la facoltà di inquinare priva la comunità di un tale diritto. In tale prospettiva, Goodin paragona i permessi d'inquinamento alla pratica medievale della vendita delle indulgenze. Se interpretiamo, infatti, l'inquinamento come un peccato, possiamo sperare che l'acquisto dei permessi consenta provvidenzialmente di migliorare la qualità dell'acqua, così come il pagamento per l'indulgenza doveva servire ad ottenere il perdono divino. Un altro aspetto etico che pone l'impiego di permessi d'inquinamento è che nel caso di scambi tra fonti puntuali e non puntuali possono sorgere problemi di moral hazard, dovuti al maggior numero di piccoli inquinatori che rende difficile individuare il loro contributo specifico all'inquinamento. Per l'allocazione dell'acqua ai vari utenti, sono stati impiegati schemi di permessi di consumo dell'acqua come un'alternativa ai metodi tradizionali di gestione delle acque, al fine di incoraggiarne la conservazione ed un'allocazione più efficiente dal punto di vista economico. Mercati dell'acqua più efficienti richiedono diritti di proprietà ben definiti e trasferibili, nonché l'assorbimento completo dei costi e, per i partecipanti, la realizzazione dei benefici derivanti dai trasferimenti. Esistono tuttavia alcuni ostacoli anche all'implementazione dei diritti di consumo negoziabili. Un ostacolo considerevole dell'impiego di tali diritti concerne la variabilità dell'offerta d'acqua nel tempo e nello spazio, il che causa problemi nella definizione dei diritti di proprietà. Un altro aspetto assai rilevante di cui tenere conto nell'applicazione di un sistema di TWAR concerne i possibili effetti redistributivi di tipo regressivo che tale sistema può generare. L'esistenza di effetti regressivi sulla distribuzione del reddito è tanto più probabile quanto maggiore è la possibilità che prevalga una struttura monopolistica di mercato. In questo caso, infatti, le fasce povere della popolazione potrebbero essere portate ad acquistare i diritti sull'acqua ad alti costi. A tale proposito, appare importante sottolineare che in alcuni paesi in via di sviluppo, come India e Pakistan, dove i mercati dell'acqua sono illegali e i diritti di proprietà non ben

definiti, stanno aumentando le vendite dei diritti sull'acqua a prezzi molto alti da parte dei monopolisti e si verifica, contemporaneamente, un assottigliamento delle risorse idriche. Applicare dei diritti di consumo dell'acqua potrebbe risultare una soluzione, conferendo in tal modo certezza ai diritti sull'acqua dei partecipanti e incoraggiandoli verso impieghi più efficienti, ma ciò richiede un sufficiente grado di concorrenzialità del mercato che si va così a costituire.

2.3 I Permessi in Italia

L'analisi delle criticità nell'applicazione del mercato dei permessi e le esperienze internazionali ci consentono di valutare la fattibilità di un sistema di water quality trading nel caso italiano. Una prima difficoltà da superare affinché un sistema dei permessi possa essere efficacemente introdotto è data dalla sua legittimità, ossia dal fatto che tale sistema non sia in palese contrasto con la normativa in vigore. Questo aspetto, negli Stati Uniti, si è rivelato cruciale: il Clean Water Act, infatti, non prevedeva tale meccanismo in tal senso e molti programmi hanno dovuto superare anche lo scoglio della legittimità della possibilità di scambiarsi i permessi. Nel caso italiano, queste difficoltà non dovrebbero presentarsi, per diversi ordini di motivi. Innanzitutto il recepimento del Protocollo di Kyoto tramite la Direttiva sull'ETS ha introdotto nel nostro paese questo strumento di politica ambientale. In linea di principio, nulla vieterebbe di introdurre un sistema analogo per le acque. Neanche la legislazione di settore pone particolari ostacoli, considerato che la WFD prevede espressamente la possibilità di introdurre delle misure supplementari allo scopo di raggiungere il buono stato ecologico. Neanche l'esistenza di standard di emissione puntuali impedisce di introdurre mercati dei permessi, specialmente nelle zone in cui il rispetto di questi standard non sia sufficiente al raggiungimento del buono stato ecologico. In queste realtà, infatti, sarà necessario inasprire gli standard puntuali. I crediti di inquinamento, in tali contesti, potrebbero garantire il raggiungimento dell'obiettivo di policy al minimo costo, considerata la flessibilità che lasciano ai soggetti economici nella scelta delle tecnologie di abbattimento. Nel caso della Regione Lombardia, ad esempio, il sistema è particolarmente indicato per la riduzione dei carichi inquinanti da fonti diffuse, aspetto che merita particolare attenzione vista la designazione della totalità della superficie regionale come area sensibile ai sensi del D.Lgs. 152/99. Se in linea teorica non ci sono ostacoli

legislativi all'introduzione di questo meccanismo in Italia, numerosi punti critici si possono sollevare all'atto dell'implementazione del sistema. Il primo è l'individuazione della scala territoriale adeguata per l'introduzione del water quality trading. Le esperienze internazionali mostrano che generalmente gli scambi avvengono, nel caso dei fiumi, a livello di bacino idrografico. Nel caso italiano le possibilità di scelta sono duplici da un lato esiste la possibilità che un unico sistema venga introdotto per tutto ogni bacino, dall'altro l'alternativa consiste nell'introdurre più mercati, uno per ogni sottobacino. La prima soluzione appare quella più delicata dal punto di vista dell'implementazione: se da un lato, infatti, garantirebbe un numero di fonti di inquinamento maggiore, dall'altro aumenterebbero parallelamente i costi di transazione derivanti dalla maggiore difficoltà delle contrattazioni e dalla necessità di introdurre dei sistemi di trading ratio per tenere in considerazione l'eterogeneità degli scarichi nei due sottobacini. L'introduzione di un soggetto regolatore e di un intermediario potrebbe far diminuire i costi di transazione. La seconda possibilità vede un numero più esiguo di soggetti inquinanti, da un lato la minore numerosità dei soggetti coinvolti potrebbe rendere superfluo l'introduzione di un mediatore, dall'altro l'esito del mercato sarebbe quindi lasciato solamente alla buona riuscita delle contrattazioni bilaterali. La suddivisione in sottobacini, infine, potrebbe produrre delle sperequazioni nella riduzione dei carichi inquinanti, nel caso in cui i costi di abbattimento presentino una varianza notevole da sottobacino a sottobacino. Altri requisiti da soddisfare per poter applicare tale approccio sono i seguenti:

- la presenza di criticità nei bacini non risolvibili con strumenti di politica ambientale tradizionale, quali gli standard o le tasse sugli scarichi;
- la disponibilità di informazioni ambientali che consentano da un lato di caratterizzare il problema ad esempio in termini di incidenza delle fonti di inquinamento puntuale sulle diffuse allo scopo di fissare un obiettivo di miglioramento di qualità ambientale.

Come detto sopra, infatti, la non esistenza in Europa di meccanismi simili alla definizione del TMDL costringe i regolatori ambientali a perseguire il miglioramento della qualità ambientale a partire dallo stato qualitativo attuale.

La disponibilità di informazioni si rivela fondamentale anche per predisporre una efficace rete di monitoraggio degli scarichi per l'emissione dei permessi e dei crediti di inquinamento. A tale proposito, è necessario sottolineare l'esigenza di un maggior coordinamento tra ARPA, quale attore preposto al monitoraggio qualitativo delle acque, e Province, come soggetti incaricati della concessione di permessi agli scarichi. Una forte freno all'introduzione di un sistema dei permessi in Italia è dato dal fatto che i dati relativi alle autorizzazioni agli scarichi sono frequentemente disponibili solamente in formato cartaceo, e come tali difficilmente accessibili e utilizzabili per fissare gli obiettivi di abbattimento di inquinamento degli scarichi. Va anche segnalato che in molti casi sistemi informativi ambientali sono in fase di preparazione ma saranno disponibili solo tra qualche anno. In assenza infatti di uno standard ambientale simile al TMDL, potrebbe essere necessario raggiungere il buono stato ecologico attraverso un meccanismo trial and error, dove l'ARPA svolge una funzione fondamentale di definizione dello status di qualità del corpo idrico e la Provincia di tenuta dei registri degli scarichi. Dall'integrazione delle due basi informative si potrà comprendere l'effetto degli scarichi sulla qualità del corpo idrico e, per questa via, proporre dei miglioramenti dell'attuale condizione. Un ultimo aspetto critico riguarda la possibilità che gli scambi di permessi effettivamente abbiano luogo. Questo aspetto dipende dalla convenienza, oltre che dalla facilità, di scambiarsi i permessi. Lo scambio può essere facilitato attraverso l'introduzione di meccanismi istituzionali volti a rendere più agevole l'incontro tra le parti. A tale proposito, prevede vari strumenti di programmazione negoziata. Il contratto di fiume è una possibilità già sperimentata in Lombardia. Un altro aspetto fondamentale per l'effettivo scambio di permessi è dato dalla convenienza, per i soggetti economici, a scambiarsi i permessi. Da un punto di vista economico, il mercato dei permessi è tanto più vivace quanto maggiori sono le differenze dei costi di abbattimento tra diversi soggetti. Con riguardo all'efficacia del water quality trading nel caso italiano, una simulazione di Maran relativa all'introduzione del mercato dei permessi tra fonti diffuse e puntuali, stima che il meccanismo possa contribuire a una riduzione del 42% del carico inquinante, permettendo un risparmio di costi del 70%. Vista tale complessità, è inevitabile

che si sperimenti tale meccanismo attraverso dei progetti pilota. Tale sperimentazione dovrebbe vedere coinvolti, oltre che attori istituzionali anche le associazioni di categoria e i consorzi di bonifica, che potrebbero svolgere un'importante funzione di intermediari, perciò riducendo i costi di transazione connessi all'introduzione di tale sistema.

2.4 Breve Introduzione ai Permessi Negoziabili

Negli ultimi anni si è sviluppata una letteratura sempre più vasta sui tentativi di includere i concetti di mercati dell'acqua e incentivi di mercato nella gestione delle risorse idriche. La rapida crescita della popolazione e del reddito pro capite hanno avuto come conseguenza quella di una maggiore scarsità d'acqua e di un incremento nell'inquinamento della stessa. I problemi nel settore idrico sono correlati alla divergenza tra il prezzo dell'acqua e il suo costo in termini economici, divergenza che è dovuta principalmente alla presenza di sussidi diretti o indiretti, all'esistenza di fallimenti delle istituzioni e del mercato ed all'assenza di diritti di proprietà ben definiti sulle risorse idriche. In presenza di un sistema di diritti negoziabili di inquinamento dell'acqua, l'autorità di regolazione stabilisce un limitato numero di permessi di emissione, allo scopo di ottenere standard di qualità dell'acqua sostenibili. Ciascun permesso consente al titolare di emettere un'unità di sostanza inquinante specifica durante un determinato periodo di tempo. La distribuzione dei permessi può avvenire in base al consumo storico o per mezzo di vendite all'asta. I titolari possono scambiare i permessi sul mercato per cui, ad esempio, una fonte inquinante che ha bassi costi di riduzione dell'inquinamento può aumentare la propria capacità di depurazione e vendere i permessi a fonti che, invece, hanno alti costi di riduzione dell'inquinamento. In tal modo, si minimizza il costo totale di riduzione dell'inquinamento. Quando gli scarichi sono situati in punti differenti lungo la falda acquifera, il prezzo dei permessi dovrebbe riflettere le diverse posizioni delle fonti e i vari tipi di impatto dei loro scarichi sulla qualità dell'acqua. In alcuni paesi, i programmi TWPR si stanno espandendo non solo nella quantità, ma anche nell'ampiezza dei progetti in cantiere. Viene incoraggiato sempre più lo scambio tra diverse combinazioni di fonti puntuali e fonti non puntuali. I partecipanti possono essere enti singoli, gruppi di enti o enti simili, o anche un intero Stato. Una struttura analoga caratterizza i programmi basati su diritti negoziabili di consumo

dell'acqua. Infatti, come i TWPR tendono a redistribuire il peso della riduzione dell'inquinamento verso le imprese con tecnologie più efficienti, così i TWAR cercano di redistribuire l'acqua disponibile verso l'uso più efficiente della risorsa. L'impiego di diritti negoziabili sull'acqua si prefigge lo scopo di inviare segnali di domanda e di offerta agli agenti del settore per preservare le acque, coordinare l'utilizzo delle stesse e fornire agli agenti privati maggiori incentivi ad investire nel mantenimento del capitale del settore idrico. I diritti negoziabili sull'acqua possono, inoltre, soddisfare gli obiettivi degli ambientalisti, permettendo loro di intervenire sul mercato dei permessi stessi per migliorare la qualità dell'acqua. Un'associazione ecologista, infatti, può potenzialmente acquistare i permessi di inquinamento per ritirarli dal mercato. Così facendo essa non solo riduce i permessi effettivamente impiegati, ma aumentando la domanda dei permessi ne incrementa il prezzo, aumentando così anche il costo che deve sostenere un'impresa per poter inquinare. Esistono, tuttavia, una serie di note obiezioni all'utilizzo di strumenti economici nella gestione dell'acqua. Tali argomenti vanno da questioni di carattere etico fino all'esistenza di fallimenti del mercato e all'inequale distribuzione delle risorse.

2.5 Permessi Negoziabili per i Diritti del Consumo Dell'Acqua

Tradizionalmente, la maggior parte dei paesi ha utilizzato sistemi di comando e controllo centralizzati gestiti dallo Stato, per garantire un'equa distribuzione dell'acqua e fornire servizi di distribuzione dell'acqua sussidiati ai centri rurali e urbani. Di recente è emerso un nuovo schema, caratterizzato da una gestione centralizzata, un controllo dei servizi di distribuzione dell'acqua sotto il controllo dell'utente, diritti negoziabili sull'acqua e mercati dell'acqua. L'utilizzo dei TWR dovrebbe inviare segnali di domanda e di offerta agli agenti economici per preservare lo stato di salute dell'acqua, coordinarne l'impiego e, per di più, far sì che l'acqua sia gestita come un normale servizio, come si è già detto, attraverso la fornitura di maggiori incentivi agli agenti privati da investire nel mantenimento del capitale del settore idrico e conservare meglio tale risorsa. I TWR possono anche soddisfare gli obiettivi degli ambientalisti. Nella parte occidentale degli Stati Uniti, gruppi ambientalisti hanno acquistato diritti sull'acqua da agricoltori e altri proprietari per riversarla in corsi d'acqua, fiumi e laghi. Ciò è stato d'aiuto nella protezione di questi bacini e della fauna e della flora in essi contenuti, i quali dipendono dalla qualità

dell'acqua. I primi sistemi basati su diritti negoziabili sull'acqua sono stati impiantati nei paesi sviluppati in regioni semiaride, quali le regioni statunitensi del Sud-Ovest e l'Australia sudorientale. La maggior parte degli scambi risulta essere relativa agli usi agricoli, principalmente per l'irrigazione. Gli elementi fondanti della politica perseguita dalla Banca Mondiale riguardo l'acqua, dagli anni Novanta ad oggi, sono stati meccanismi di mercato e prezzi di recupero pieno. Perciò, i paesi in via di sviluppo sono incoraggiati ad applicare questi strumenti per la gestione delle proprie risorse idriche. Cile e Messico costituiscono noti esempi di mercati di questo tipo e sono gli unici paesi che hanno stabilito regimi formali di diritti di consumo dell'acqua a livello nazionale. Un sistema di scambi informali e su scala limitata tra gli agricoltori è comune anche nelle aree dell'Asia meridionale

2.6 L'applicazione del TWPR in Alcuni Paesi

L'applicazione dei diritti negoziabili d'inquinamento dell'acqua è andata crescendo sia nel numero, sia nell'estensione. Inizialmente, sono stati avviati programmi per scambi tra sole fonti puntuali; successivamente, ne sono stati progettati altri che consentono anche scambi tra fonti puntuali e fonti non puntuali. Le esperienze con i TWPR sono concentrate negli Stati Uniti e in Australia. Secondo uno studio condotto qualche anno fa dall'EPA, circa il 40% dei fiumi, il 45% dei laghi e il 50% degli estuari sottoposti ad accertamenti non risultano abbastanza puliti da ammetterne usi quali la pesca e il nuoto. La legge federale per il controllo dell'inquinamento dell'acqua fornisce le linee guida della politica nazionale richieste perché sia eliminato lo scarico degli agenti inquinanti e siano stabiliti obiettivi intermedi per la protezione della fauna e della flora, nonché per preservare gli usi ricreativi dell'acqua. Il criterio principale utilizzato negli Stati Uniti per valutare la qualità dell'acqua consiste nel prendere in considerazione lo scarico di nutrienti, ma in alcuni Stati sono stati individuati anche altri agenti inquinanti, quali sedimenti, sali e pesticidi. Gli obiettivi in materia ambientale negli Stati Uniti vengono supportati da un mandato federale, il Total Maximum Daily Loads, che indica l'ammontare di ogni agente inquinante che può essere emesso e chi ha il permesso di emetterlo. Tali permessi sono necessari per ogni luogo che non soddisfi gli standard sulla qualità dell'acqua in base ai programmi di regolazione attuali. Nel TMDL sono prese in esame tutte le fonti inquinanti, perciò il sistema degli scambi dei permessi sul

mercato può aiutare a ridurre il costo dell'implementazione dei permessi attraverso una maggiore efficienza e approcci più flessibili. Dagli anni Ottanta, negli Stati Uniti sono stati attuati, o sono in via di attuazione, 41 programmi basati sui diritti negoziabili. Alcuni Stati australiani hanno introdotto i diritti negoziabili principalmente per il controllo della salinità dell'acqua fin dagli inizi degli anni Novanta, ottenendo buoni risultati. Nei paesi in via di sviluppo, invece, questo tipo di strumenti non è stato utilizzato. In Cina ci sono le premesse per uno sviluppo futuro di un sistema di TWPR. Nonostante le numerose esperienze con i permessi negoziabili, la quantità degli scambi è stata finora piuttosto limitata, principalmente per le caratteristiche intrinseche dell'inquinamento idrico.

2.7 Lo Scambio dei Rifiuti Organici e dei Nutrienti

La prima applicazione dei diritti negoziabili per l'inquinamento dell'acqua è avvenuta sul fiume Fox nel Wisconsin, con uno scambio di diritti d'inquinamento tra fonti puntuali per il controllo della domanda biologica di ossigeno. Il programma è stato finalizzato a fornire flessibilità alle fonti puntuali, quali fabbriche di cartone, cartiere e fabbriche per lo smaltimento degli scarichi municipali, nel raggiungere gli standard statali sulla qualità dell'acqua. Il programma ha avuto inizio nel 1981 e la sua introduzione è stata accompagnata dalla previsione di stringenti limiti di scarico per le singole fonti. Anche le regole riguardo gli scambi erano restrittive le fonti, infatti, potevano acquistare permessi extra soltanto nel caso in cui stessero espandendo o avviando una nuova produzione, o qualora non raggiungessero i limiti di scarico indicati nei propri permessi. Di conseguenza, non erano consentiti scambi esclusivamente per un recupero dei costi. Questo costituiva un limite notevole del programma, che ha contribuito al fallimento dello schema nell'incentivare gli scambi. L'unica transazione avvenuta a Fox River si è realizzata, infatti, nel 1995, quando una nuova impresa, la McDonald Marina, acquistò permessi BOD dalla Procter&Gamble, una cartiera a monte, al fine di operare nel bacino. Altri fattori che hanno contribuito al malfunzionamento del programma sono stati i problemi amministrativi e l'incertezza negli scambi. Tutti gli scambi sono stati sottoposti all'approvazione dell'autorità di regolamentazione e sono state introdotte molte restrizioni al fine di evitare emissioni eccessive. Ogni scambio è stato sottoposto ad un processo di revisione lungo sei mesi prima della concessione di una modifica. La

struttura oligopolistica dell'industria del cartone e della carta ha causato, inoltre, l'accumularsi di permessi a fini di concorrenza strategica. Le cartiere più grandi per dimensioni e quote di mercato, infatti, sono riuscite ad accaparrarsi un maggior numero di permessi rispetto a quelle più piccole. Quando queste ultime hanno tentato di espandere la propria produzione, hanno così avuto bisogno di acquistare permessi di inquinamento dalle imprese maggiori, le quali, tuttavia, per evitare l'espansione sul mercato e dunque la concorrenza delle imprese minori, si sono rifiutate di vendere loro i permessi necessari. In questo modo i permessi d'inquinamento sono stati impiegati in maniera strategica dalle imprese maggiori non come strumento di politica ambientale, ma come strumento di politica industriale, volto a mantenere e sfruttare la posizione dominante sul mercato di queste imprese. La mancata vendita dei permessi, impedendo alle imprese minori di raggiungere dimensioni sufficienti a sfruttare le potenziali economie di scala, può finire per allontanare dal mercato le imprese più piccole, peggiorando dunque la struttura del mercato senza raggiungere alcun obiettivo rilevante sul piano ecologico. Ciò supporta sul piano empirico le considerazioni teoriche avanzate in precedenza, mostrando quanto sia importante l'effettiva concorrenzialità del mercato per il buon funzionamento dei permessi. Fin dal 1989, nel bacino Tar-Pamlico fonti puntuali e fonti non puntuali sono state regolamentate con un programma di scambi di nutrienti per tutta l'ampiezza del bacino, con lo scopo di ridurre gli scarichi di nitrogeni del 30% e mantenere stabili gli scarichi di fosforo. Il problema ambientale del bacino è l'eutrofizzazione dell'estuario del fiume Pamlico, dovuta all'incidenza degli alti livelli di scarichi di nitrogeno e fosforo, provenienti principalmente da fonti agricole e altre fonti non puntuali. I membri dell'Associazione del bacino Tar-Pamlico una fonte puntuale scambiano permessi per raggiungere l'obiettivo stabilito dallo Stato. In caso di mancato raggiungimento dell'obiettivo, lo Stato incoraggia lo scambio tra i produttori d'inquinamento e gli agricoltori, rappresentati questi ultimi dal Programma statale di condivisione dei costi agricoli per il controllo dell'inquinamento da fonti non puntuali. Lo Stato è responsabile del contratto e della validità dello scambio. Durante la prima fase, le fonti potevano scambiare crediti di riduzione con altre fonti puntuali o pagare per applicare le best practices manageriali alle fonti non puntuali. Nel corso di questa fase, le riduzioni di nutrienti sono state

maggiori dell'obiettivo prefissato, a causa dei bassi costi dei miglioramenti apportati alle aziende municipali che gestiscono lo smaltimento dei rifiuti dell'acqua. La seconda fase del programma si è conclusa da pochi mesi e gli scienziati coinvolti stanno attualmente valutando i risultati conseguiti in questo periodo per metterli a confronto con le stime iniziali che prevedevano una riduzione del 30% nei nutrienti. Fin dai primi anni Ottanta il lago Dillon, attrazione turistica e significativa fonte d'approvvigionamento d'acqua per la città di Denver, è stato sottoposto ad ingenti scarichi di fosforo. Nel 1982, lo Stato del Colorado stabilì un tetto massimo di scarichi di fosforo da parte delle fonti puntuali che avevano accesso al lago. I permessi di scarico sono stati distribuiti tra fonti puntuali, inizialmente quattro imprese municipali per la gestione dello smaltimento dei rifiuti dell'acqua, in base a soglie annuali. In ogni caso, nel 1984 tale quantità-soglia venne aggiornata, in base alle proiezioni sulla crescita della popolazione ai primi anni Novanta e furono consentiti anche scambi tra fonti di inquinamento a base di fosforo, puntuali e non. E' stato calcolato che i costi marginali di abbattimento delle fonti non puntuali fossero sostanzialmente più bassi di quelli provenienti da fonti puntuali, cosicché ci si aspettava che queste ultime acquistassero permessi dalle fonti non puntuali. Le fonti non puntuali nella regione erano costituite da proprietari privati o da sistemi di collocamento individuale ciò nonostante, esistono stime attendibili riguardo i loro scarichi, la qual cosa riduce i costi di transazione dovuti al monitoraggio. E' stato calcolato che le fonti puntuali potrebbero ridurre di circa il 51% il costo dei controlli per le riduzioni degli scarichi non puntuali, piuttosto che aumentare il livello della tecnologia di quest'ultima. In sostanza, il programma è delineato in maniera tale che, quando delle fonti puntuali hanno necessità di aumentare i loro scarichi inquinanti, possono acquistare permessi da fonti non puntuali che già esistevano prima del 1984, ad un rapporto 2:1. Tale rapporto aiuta ad aumentare la qualità dell'acqua in ogni scambio. Le norme del programma proibiscono gli scambi tra fonti puntuali, oltre che il ricorso al credito bancario per vendite future da parte delle fonti non puntuali. Tali restrizioni hanno avuto un duplice risultato per il programma. Da una parte, le fonti puntuali hanno una flessibilità limitata, poiché non possono scambiare tra loro i permessi in eccesso e, di conseguenza, risultano disincentivate all'abbattimento dagli scarichi inquinanti in tal modo, solo le fonti non puntuali ridurranno gli scarichi, dal

momento che viene consentito uno scambio con le fonti non puntuali. Dall'altra parte, gli scambi tra fonti puntuali e fonti non puntuali assicurano solo risultati non decrescenti circa la qualità dell'acqua; inoltre, non è ammesso il ricorso al credito da parte delle fonti non puntuali. Per tutta la durata del programma ha avuto luogo un solo scambio. Secondo Woodward, due fattori spiegano l'assenza di commercio. Primo, l'assenza di domanda da parte di fonti puntuali, a causa dell'innalzamento del livello dei servizi di gestione della rete idrica negli anni Ottanta, ottenuto riducendo gli scarichi ben al di sotto del tetto massimo. Secondo, le stringenti disposizioni del programma e l'impossibilità di ricorso al credito bancario hanno disincentivato le fonti puntuali ad investire nelle riduzioni non puntuali per usi futuri. Nel 1999 ha avuto luogo il primo scambio, precisamente quando un operatore alberghiero acquistò la stazione sciistica Copper Mountain con l'intento di far sorgere nuovi complessi residenziali e un centro commerciale che sicuramente avrebbero violato i limiti imposti per i composti a base di fosforo. L'unico modo di ridurre tali emissioni era acquistare permessi da fonti non puntuali, sebbene altre fonti puntuali producessero scarichi di fosforo molto al di sotto dei livelli loro accordati. L'abbattimento delle emissioni da parte di fonti puntuali era relativamente semplice, poiché richiedeva solo di passare da un sistema inquinante ad uno basato sulla presenza di un'impresa per la gestione della rete idrica del luogo. Il risparmio sui costi dell'operatore era di circa 1.5 milioni di dollari. Oltre a ciò, quasi il 20% delle abitazioni si sarebbe potuto connettere volontariamente al sistema nei successivi cinque anni. Il risultato di questo tipo di scambio, unico nel suo genere, fu una crescita economica che non peggiorava la qualità delle acque del lago. La riserva di Cherry Creek è un'importante area turistica e una fonte d'approvvigionamento d'acqua. Lo standard di concentrazione del fosforo per la riserva è stato stabilito nel 1984, così come la quantità massima giornaliera totale di scarico per prevenire l'eutrofizzazione e mantenere gli standard di qualità dell'acqua. Il programma consente ad alcune fonti inquinanti puntuali di acquisire crediti per la riduzione dei composti del fosforo attraverso il controllo degli scarichi corrispondenti da parte di fonti non puntuali. Il programma riguardante gli scambi è amministrato dall'Autorità per la Qualità dell'Acqua del bacino di Cherry Creek. Sono stati apportati dei cambiamenti alla normativa allora vigente attraverso una regolamentazione basata

sul controllo fin dal 1985, comunque una guida finale è stata approvata nel 1997. Dall'inizio del programma si sono verificati tre scambi commerciali di permessi. Dal 1998 un gruppo di distretti d'irrigazione e scarico, riuniti nell'Autorità dell'Acqua di San Luis e Delta-Mendota, ha costituito un ente regionale per lo scarico dei rifiuti e ha adottato un programma di permessi negoziabili nel tentativo di raggiungere un limite aggregato di scarico del selenio negli scoli agricoli. Al fine di soddisfare tale vincolo, l'ente regionale di scarico ha stabilito un mix di strumenti economici: un sistema di tasse e rimborsi e un sistema di scambi commerciali. In base al primo sistema, i distretti pagano una tassa o ricevono un rimborso dall'ente regionale, a seconda che i loro scarichi risultino maggiori o minori della quantità loro concessa. In base al sistema attuale, lo scambio dei permessi ha luogo solo tra distretti d'irrigazione, che hanno la necessità di fornire incentivi agli agricoltori per il controllo dei loro scarichi di selenio. Il monitoraggio delle fonti non puntuali è facilitato dalla natura degli scoli agricoli, che sono collegati in una serie di tubature e canali prima dello scarico, e dall'organizzazione dei coltivatori in distretti d'irrigazione controllati su base locale. Come risultato delle caratteristiche di diramazione degli scarichi di selenio, la protezione dei distretti viene raggiunta principalmente minimizzando la quantità delle acque irrigate, perciò il controllo dell'inquinamento viene realizzato facilmente attraverso metodi e strumentazioni d'irrigazione innovativi. La quantità di scarichi di selenio accordabile è stata distribuita tra i distretti secondo una formula, il Coordinatore regionale degli scarichi è incaricato del monitoraggio. Le norme che regolano lo scambio consentono di trasferire ogni dotazione all'interno del gruppo in cambio di denaro, servizi, o qualunque altro strumento legale, fino al punto in cui lo scambio sia compatibile con la dotazione regionale assegnata per ciascun mese e anno. Gli agricoltori dell'area del Grassland hanno sviluppato un sistema di scambi che fornisce flessibilità e ulteriori incentivi per ridurre gli scarichi. Poiché ogni distretto gode di indipendenza nel decidere riguardo le modalità dell'adempimento, sono stati adottati metodi per gestire l'uso dell'acqua da parte dei coltivatori e sanzioni per rafforzare tali metodi. Prezzi scaglionati dell'acqua, best practices regionali di mandato e azioni dirette intraprese dai vari distretti costituiscono esempi di azioni dirette, incentivi e richieste ingiuntive per i coltivatori che consentono loro di controllare gli scarichi. Il risultato

del programma è una più alta qualità dell'acqua e una riduzione negli scarichi di selenio da parte di terzi durante i primi due anni. I costi di transazione sono risultati abbastanza bassi e non sembrano essere proibitivi per gli scambi. Prima del febbraio 2000 solo nove scambi sono stati portati a termine.

Capitolo 3 L'Inquinamento

3.1 La Teoria dell'Inquinamento

L'innovazione e la genialità del sistema dei Diritti di Inquinamento si manifestano nel recuperare il cd. teorema di COASE, ovvero lasciando che sia l'autorità ambientale a fissare i limiti quantitativi di emissioni inquinanti accettabili dall'ambiente ma offrendo al tempo stesso la possibilità alle imprese di acquistare la quantità di disinquinamento a proprio carico in base al proprio costo marginale di depurazione. Questo significa ovviamente poter minimizzare il costo complessivo della riduzione dell'inquinamento, lasciando all'ente competente sul territorio la decisione di allentare o restringere il vincolo ambientale in base alle esigenze del momento. Il sistema dei permessi di emissione trasferibili viene quindi inserito nella tipologia degli strumenti economico - finanziari a favore di un intervento pubblico per la tutela dell'ambiente, ma basa il suo funzionamento e la sua efficacia su un sistema di mercato aperto, differenziandosi al suo interno per il diverso grado di flessibilità consentito alle fonti per adeguarsi allo standard. La seguente trattazione esplicita proprio il funzionamento del più utilizzato sistema di permessi di emissione, a conferma di quanto finora affermato inoltre, l'impianto teorico che viene proposto costituisce il modello economico di base impiegato per lo studio empirico. I Permessi di Emissione Trasferibili. Un fattore fondamentale di cui occorre tenere conto nell'analizzare le caratteristiche di un sistema di TDP è senza dubbio il genere di sostanza inquinante a cui vengono applicati. L'efficacia di un sistema di questo tipo dipende, infatti, dalla conformazione di ciascun tipo di permesso alle particolari caratteristiche dell'inquinante di cui si vuole regolamentare l'emissione. Questo tipo di permesso di emissione è stato pensato per regolamentare le emissioni di quella categoria di sostanze inquinanti che potremmo definire ad assorbimento uniforme e che presentano due caratteristiche peculiari tendenti a ridurre la complessità dell'applicazione di un sistema di questo tipo:

a) sono sostanze che non si accumulano nel tempo: in considerazione del fatto che la loro capacità di assorbimento da parte dell'ambiente è proporzionalmente più elevata del loro tasso di emissione, il livello di inquinamento registrato in un anno è sostanzialmente indipendente dalle quantità di sostanza emesse negli anni precedenti;

b) la concentrazione di sostanza rilevabile nell'ambiente dipende esclusivamente dalla quantità totale emessa, e non da come essa è ripartita fra le varie fonti. Queste caratteristiche sono proprie di quegli inquinanti indicati come composti organici volatili o V.O.C., fra cui i più noti sono sicuramente gli idrocarburi, ma si presentano anche in diversi altri inquinanti che si possono disperdere nei corpi idrici o sul territorio. In questa sede è importante sottolineare che il grado di dispersione dell'inquinante, oltre a dipendere dalla sua tipologia e composizione, dipende anche dai sistemi di depurazione posti a valle del sito inquinante. Si pensi ad esempio ai reflui da insediamenti produttivi ben diverso è strutturare un sistema di permessi negoziabili se i reflui sono recapitati in impianti di depurazione gestiti da Consorzi pubblici o se invece sono sversati direttamente nei corpi ricettori. Ovviamente l'impatto finale sull'ambiente è di natura ed entità diversa, per le emissioni che non rispettano le ipotesi di dispersione uniforme, è stato ideato il sistema dei Permessi per l'Ambiente. Definito A come l'obiettivo ambientale, la relazione fra l'obiettivo stesso e l'emissione di un inquinatore si può scrivere come:

$$A = \sum_{j=1}^J \frac{a_j}{b_j} r_j \quad [1]$$

dove A è il livello di inquinamento nell'anno e r_j è il tasso di emissione della j-esima fonte senza limitazioni di emissione a_j è il contenimento di emissioni attuata dalla j-esima fonte J rappresenta il numero complessivo di fonti da regolamentare a, b sono parametri; a indica la quantità della sostanza inquinante riscontrabile in natura in condizioni normali o a causa di emissioni prodotte da fonti non regolamentate; b è una costante di proporzionalità. Indicato con $C_j(r_j)$ il costo minimo che l'inquinatore deve sostenere per raggiungere ogni livello di riduzione delle emissioni r_j , l'ipotesi è che all'aumentare di r_j cresca anche il costo marginale del contenimento. La ripartizione dei livelli di emissione fra le diverse fonti J che consente di raggiungere l'obiettivo ambientale A con il minimo costo può essere ricavato tramite la minimizzazione della seguente espressione:

$$\min () r C r j j \text{ a } j j \text{ c.v. a b (e r) } j J + j - j A = \text{ a } \text{ £ } 1 r j ^ 3 0 ; j=1,2,J.$$

Per poter valutare le potenzialità di un sistema di TDP è necessario conoscere in modo dettagliato i costi marginali di depurazione sostenuti da diverse imprese per il contenimento di una stessa sostanza inquinante; le imprese, inoltre, devono essere ubicate in un determinato bacino geografico che comunque deve essere stabilito a priori. Una sperimentazione ideale per la valutazione di una politica di TDP richiederebbe quindi di conoscere le funzioni di costo di depurazione per diverse imprese; in questo modo si verrebbe a conoscenza delle diverse tecnologie impiegate e, se queste richiedessero costi di funzionamento tra loro sostanzialmente differenti, si aprirebbe lo spazio per una effettiva applicazione del sistema. La conoscenza delle diverse funzioni richiederebbe però tempi e costi molto elevati, quindi si è optato per lo studio delle due tecnologie che maggiormente vengono impiegate per la riduzione dell'acido cromico dai reflui industriali: la riconcentrazione e il trattamento chimico-fisico. Da una successiva verifica, si è constatato che in effetti la maggior parte delle rubinetterie operanti nel distretto utilizzano queste tecniche, mentre alcune preferiscono smaltire rivolgendosi a ditte esterne. Si sono verificati anche casi di forte inquinamento delle acque superficiali dovuti a scarichi abusivi, effettuati probabilmente da chi non possiede alcun impianto di contenimento. Si può quindi affermare che:

- 1) se i costi di contenimento del cromo sostenuti per la riconcentrazione e per il trattamento chimico - fisico presentano determinate differenze;
- 2) se la distribuzione territoriale delle rubinetterie che adottano tali tecniche è sufficientemente omogenea il vantaggio economico collettivo che si determina fra due fonti che adottano rispettivamente l'una e l'altra tecnologia può essere moltiplicato in base al numero totale delle imprese coinvolte.

Quest'ultimo aspetto non è stato considerato nello studio e rimane quindi una proposta di ulteriore approfondimento per il futuro inoltre, aumentando il numero delle fonti inquinanti coinvolte, crescerebbero anche i costi di transazione e informazione e quindi si renderebbe necessario calcolare con precisione di quanto si ridurrebbe il risparmio collettivo. Per brevità espositiva, non vengono riportate tutte le metodologie di calcolo impiegate per la determinazione dei costi fissi e variabili

necessari all'operatività delle due tecnologie; vengono dunque proposte solo brevi spiegazioni sul diverso funzionamento degli impianti ed elencate le principali voci di spesa ambientale che determinano i costi medi totali finali per il contenimento dell'acido cromico dai reflui.

3.2 L'Acido Cromico

La prima tecnologia analizzata opera riconcentrando l'acido cromico che non rimane depositato sulle parti metalliche della rubinetteria e che quindi sarebbe destinato allo scarico industriale. La riconcentrazione è una tecnica sviluppata recentemente, che richiede un notevole investimento finanziario per l'acquisto dell'apparecchiatura ma che consente di ottenere contemporaneamente dei benefici operativi dal risparmio del costo d'acquisto del cromo grezzo, dal momento che l'acido cromico recuperato, oltre a non essere scaricato, viene riutilizzato direttamente nella catena di produzione. Analizzando anche gli stadi di preparazione alla riconcentrazione posti a monte dell'apparecchiatura, poiché anche questi contribuiscono a formare la voce di spesa ambientale necessaria per l'operatività di questa tecnologia. Prima di prendere in esame il modo di operare del Riconcentratore, è necessario valutare da dove proviene l'acido cromico che si recupera e quale forma chimica possiede. Il blocco è costituito dalle vasche in cui viene immersa la rubinetteria, mentre la prima vasca contiene l'acido cromico concentrato che si deposita sui pezzi, le seguenti servono per stabilizzarne il deposito e per eliminare i residui di acido che non hanno aderito al pezzo. Di conseguenza tutte le vasche a valle della cromatura contengono acido cromico diluito, che tramite pompe viene recuperato dalle vasche finali e riportato nella prima vasca statica, in quest'ultimo stadio l'acido cromico è poco concentrato 30 - 80 grammi/litro, poiché è stato diluito con l'acqua dei processi di risciacquo. A questo punto la soluzione viene iniettata all'interno di alcune colonne che contengono della resina atta a trattenere, tramite reazione chimica, tutti i metalli diversi dal cromo esavalente provenienti dalle fasi precedenti a quella della cromatura; quindi la soluzione acida si presenta depurata all'ingresso, importante sottolineare che le resine hanno una capacità di trattenimento delle impurezze limitata nel tempo e di conseguenza dovendo essere rigenerate costituiscono una voce di costo non trascurabile. Il blocco è costituito dal Riconcentratore vero e proprio. La soluzione in entrata viene scaldata tramite l'azione di un gas il freon e

quindi la soluzione acquosa evapora, permettendo l'accumulo del cromo. Quando quest'ultimo raggiunge una concentrazione media di 300 grammi/litro, viene pompato direttamente nella vasca di cromatura e reintegrato perfettamente con il ciclo. Se prima l'impresa necessitava mensilmente di 500 Kg. di cromo grezzo, adesso ne acquista solo 200 poiché ne riesce a riconcentrare 300 ogni mese, oltre ad evitare lo scarico nell'ambiente di 300 Kg. di cromo, questa tecnologia consente quindi un notevole risparmio di costi nell'acquisto del cromo grezzo. L'acido cromico che non viene recuperato verrà trattato in un impianto chimico – fisico. A questo punto, si può passare alla determinazione dei costi necessari alla riconcentrazione, che saranno riportati su base mensile per mantenere lo stesso riferimento temporale utilizzato nella stima della quantità di cromo riutilizzata. Si può comprendere come la prima parte, non possa essere incluso nelle voci di costo di trattenimento dell'inquinante, poiché opera in modo indipendente, rientrando quindi nelle sole voci di costo di produzione della rubinetteria. La determinazione del costo è stata divisa in due sezioni. La prima riguarda il costo di acquisto della resina, che possiede una vita media di circa due anni lavorativi, mentre la seconda è relativa ai costi di rigenerazione della resina stessa. Questa infatti, agendo tramite scambio ionico, vede diminuire la sua capacità di trattenimento dei metalli in base alla quantità di cationi contenuti nei medesimi, perdendo progressivamente la sua funzione di filtro, tramite reazione chimica con acido solforico diluito, si rigenera la resina esaurita senza doverla sostituire. Tali costi possono quindi essere classificati come variabili, dal momento che al diminuire dell'acido cromico filtrato anche i costi di rigenerazione e usura delle resine diminuiscono proporzionalmente. Le voci di costo per il funzionamento si possono dividere nelle due classiche tipologie dei costi fissi e dei costi variabili. Nei costi fissi la voce di maggior peso è indubbiamente costituita dall'acquisto dell'impianto, aumentata del relativo costo per il pagamento degli interessi sul capitale, mentre il costo variabile più consistente è generato dal consumo di energia elettrica. Sono state inoltre considerate altre tipologie di costo che devono essere inserite per una corretta determinazione della spesa ambientale di un'azienda, che a seconda dei casi possono assumere dimensioni rilevanti o viceversa essere di entità trascurabile. Per quanto concerne l'impiego di energia elettrica, si è osservato che il suo consumo è proporzionale allo sforzo di

contenimento dell'acido cromico, in questo caso si può quindi affermare di essere in presenza di una tecnologia a rendimenti costanti. Sommando le voci di costo, si è determinato il costo medio per ogni unità di cromo non riversata nell'ambiente, pari a 8.843 euro. Il costo ambientale della sarebbe molto superiore a quello di qualunque altra tecnologia di disinquinamento se non venissero conteggiati i benefici operativi derivanti dal recupero dell'acido cromico, riducono drasticamente i costi totali che rimangono comunque ancora positivi. La tecnologia di riconcentrazione, oltre a sottrarre all'ambiente notevoli quantità di cromo, ne permette un pieno riutilizzo nella propria catena produttiva, riducendo la quantità e il costo d'acquisto di cromo grezzo da fornitori terzi. Il prezzo medio di mercato di 5800 euro/Kg. Inoltre, se l'acido cromico non fosse recuperato, lo si dovrebbe trattare in un impianto chimico - fisico, altrimenti la concentrazione di Cromo III nelle acque di scarico supererebbe lo standard previsto dalla legge italiana. Evitare il trattamento chimico - fisico genera quindi un secondo beneficio operativo pari a 2300 euro/kg., che sommato al precedente consente di ridurre il costo unitario di contenimento dell'acido cromico a circa 740 euro/kg. La seconda tecnologia analizzata prevede la riduzione dell'acido cromico dai reflui tramite trattamento chimico - fisico, questo tipo di impianto è utilizzato da parecchie imprese perché consente di trattare contemporaneamente diverse sostanze inquinanti. Ci sono due aspetti fondamentali da chiarire in partenza il primo riguarda la diversa strutturazione del blocco A rispetto alla tecnologia di riconcentrazione, il secondo la molteplice funzione di trattamento di differenti inquinanti consentita da un impianto chimico - fisico. Per quanto concerne il primo aspetto, se un'impresa decide di innovare la sua tecnologia, bisognerà inglobare anche la spesa necessaria per modificare la linea di produzione esistente. Il secondo aspetto riguarda la difficoltà di valutazione dei costi fissi dell'impianto chimico - fisico, poiché in questo confluiscono soluzioni generate anche da altre fasi dell'produzione, come ad esempio l'acqua utilizzata per la sgrassatura dei pezzi metallici e gli eluati di rigenerazione delle resine; è evidente come risulti complicato assegnare la quota di costo fisso per il trattamento di un solo inquinante. Di conseguenza si premette che questa voce di costo non è stata considerata nel calcolo dei costi medi totali, a differenza della tecnologia di riconcentrazione che è costituita da un impianto indipendente e mirata per il contenimento di una sola sostanza

inquinante. Nonostante i costi variabili costituiscano normalmente le voci di spesa maggiori, per valutare correttamente la convenienza di acquisto o vendita di un permesso trasferibile sarebbe auspicabile che le imprese valutassero dove è tecnicamente possibile ogni tipologia di costi, per non correre il rischio di calcolare il surplus invece del profitto. Osservando lo schema di funzionamento si può immediatamente notare come l'acido cromico venga prelevato dalla terza vasca statica e immesso direttamente nell'impianto chimico - fisico. La soluzione acida concentrata subisce un primo trattamento chimico tramite bisolfito, il cromo esavalente viene trasformato in trivalente e poi miscelato con calce idrata per permetterne la precipitazione in forma di fango. L'acido cromico è stato quindi convertito in fango e sottratto dallo scarico in fognatura, altrimenti non sarebbe possibile rispettare lo standard previsto dalla legge Merli, poiché la concentrazione di cromo per litro sarebbe sicuramente troppo elevata. I fanghi devono ancora essere resi solidi. Tramite un decantatore vengono separati dall'acqua e quindi raccolti sul fondo della vasca un inspessitore provvede ad accumularli, infine un filtro a pressa li comprime trasformandoli in mattonelle, separando ancora parti di acqua in eccesso. I fanghi finali vengono stoccati e, dietro pagamento, ritirati da aziende esterne specializzate nel loro smaltimento. Le soluzioni di acido cromico che rimangono nelle vasche di lavaggio della galvanica vengono invece pompate all'interno di colonne che contengono resine a scambio ionico mentre gli eluati di rigenerazione vengono immessi anch'essi nell'impianto chimico - fisico, l'acqua in uscita può essere ricircolata nell'impianto. Il processo appena analizzato permette di evidenziare le voci che costituiscono il maggior onere di spesa per il trattamento dell'acido cromico, che nell'ordine sono il costo di acquisto delle soluzioni necessarie alla precipitazione dei metalli e il costo di smaltimento dei rifiuti solidi. Per poter precipitare 1 kg. di cromo, è necessario impiegare in quantità fissa, è importante sottolineare che 1 kg. di acido cromico genera circa 2,5 kg. di fango, poiché la sostanza inquinante viene miscelata con gli elementi sopra riportati e quindi aumenta di massa. Tale costo medio di 263 euro per ogni kg. di fango ritirato. Anche in questo caso si è in presenza di una tecnologia a rendimenti costanti, dal momento che tutte le grandezze sono relazionate in modo proporzionale; la funzione di costo totale diventa:

$$CTC/F = [(A) + (B \cdot 2,5)]$$

Quindi il costo medio di lungo periodo diventa di 2300 euro per ogni kg. trattato

3.3 Il Sistema TDP

L'analisi svolta ha permesso di calcolare i costi medi di contenimento dell'acido cromico per due diverse tecnologie. La conoscenza dei costi per l'abbattimento delle proprie emissioni è una prerogativa fondamentale per l'impresa che agisce in un sistema di permessi trasferibili, dal momento che solo in questo modo può confrontare il prezzo di un titolo con i propri costi marginali e quindi valutare correttamente, ad esempio, se al margine conviene comprare un permesso o viceversa ridurre spontaneamente le proprie emissioni. In questo studio la sostanza inquinante considerata si trova presente nell'ambiente sotto forma di reflui e di fanghi solidi. Normalmente gli standard sono fissati in base alle concentrazioni di inquinanti presenti negli scarichi in atmosfera o nelle acque, e costituiscono dei vincoli di tipo qualitativo. Un sistema TDP pone invece il problema della qualità ambientale anche da un punto di vista quantitativo, preoccupandosi di determinare la massa totale di inquinante che un ecosistema è in grado di tollerare. Ridurre un performance standard del 50% significa, per un sistema TDP, ridurre di metà la quantità totale di emissioni versate complessivamente da tutte le imprese. L'ipotesi che verrà considerata sarà proprio una riduzione quantitativa della sostanza inquinante contenuta nei reflui finali, imposta da un'autorità ambientale che consente l'utilizzo di un sistema di permessi trasferibili a due imprese che impiegano differenti tecnologie di depurazione. Innanzi tutto è necessario sottolineare che, indipendentemente dall'adesione ad un programma di TDP, per un'azienda che utilizza quantità di inquinante elevate sarà economicamente conveniente adottare la tecnologia di riconcentrazione, dal momento che questa consente un risparmio di $[2300 - 740] = 1660$ euro per ogni unità di acido cromico sottratta ai reflui. Dal punto di vista di tutela ambientale, si supponga che al momento t l'autorità governativa non ponga nessun vincolo alla quantità di cromo riversata nell'ambiente, ma avverta le imprese che a decorrere dal periodo $t+1$ la quantità dovrà essere ridotta del 50%. Se il sistema di regolamentazione è basato su un sistema di CAC, entrambe le imprese saranno costrette a ridurre di 150 unità le proprie emissioni, mentre in un sistema di

TDP conta solamente che l'ambiente non riceva $150 + 150 = 300$ kg. di cromo, indipendentemente da chi si assume l'onere concreto del disinquinamento. In un sistema CAC entrambe le imprese dovranno ridurre a metà le proprie emissioni, vale a dire di 150 unità. Il costo di adeguamento per l'impresa C/F33 è dato dall'area $[A + B]$, poiché questa inizia il proprio disinquinamento muovendo da sinistra verso destra; l'impresa che utilizza R34 sosterrà invece un costo di adeguamento allo standard pari all'area $[C]$. Il costo totale imposto da un sistema di regolamentazione diretta per l'adeguamento ad uno standard del 50% è dunque dato dall'area $[A + B] + [C]$. In un sistema di TDP l'impresa R, dopo aver ridotto le sue emissioni di 150 unità, le può ridurre di un ulteriore 50% arrivando fino al contenimento totale, vale a dire nel punto più a sinistra dell'asse delle ascisse, garantendosi diritti per inquinare pari a 150 kg. di cromo; la spesa sostenuta da R per questa operazione sarà pari all'area $[C + B]$. L'impresa C/F può non contenere nessuna unità di cromo ma comprare 150 permessi da R ad un prezzo inferiore al proprio costo marginale di abbattimento pari a euro 2300 per ogni kg. di cromo. Il sistema di TDP offre quindi una soluzione di costo - efficienza rispetto a quello di CAC che si traduce in un potenziale risparmio di costo totale pari a:

$$[A + B] + [C] - [C + B] = [A].$$

3.4 Risultati Finali

Le soluzioni di scambio dei diritti possono essere molteplici e dipendono principalmente dalla forma di distribuzione iniziale dei permessi e dal contesto proprietario delle due imprese. Quest'ultimo aspetto è il più semplice da analizzare. Se le imprese appartengono ad uno stesso Gruppo industriale, non ci sarà bisogno di una contrattazione sul prezzo, poiché tutto l'onere del disinquinamento verrà ovviamente accollato all'impresa che possiede la tecnologia più efficiente, vale a dire la fonte che utilizza R; il management delle due imprese può quindi usufruire per intero della soluzione di costo - efficienza consentita da un sistema di permessi, senza perdere saving costs in costi di transazione e informazione. Se le proprietà delle fonti sono distinte, si avvia un processo di external trading, che può portare a differenti soluzioni di scambio. Ad esempio, in un sistema simile a quello previsto dal programma di Emission Trading, le due imprese dovrebbero in un primo

momento adeguarsi allo standard richiesto del 50%, mentre in un secondo tempo l'impresa R potrebbe ridurre ulteriormente le proprie emissioni per cederle al concorrente ad un prezzo superiore al costo marginale sostenuto pari a 740 euro. Se invece l'autorità governativa applica un sistema di distribuzione iniziale di tipo grandfathering, ad entrambe le imprese inizialmente assegnerà titoli per un valore pari al livello storico delle loro emissioni, che in questo caso corrispondono a 300 unità a testa. Se in seguito lo standard venisse ridotto del 50%, anche il numero di permessi distribuito si dimezzerebbe e l'impresa C/F, se vuole mantenere il suo status iniziale, dovrà comprare titoli dal concorrente, che può ridurre con costi minori le proprie emissioni sotto la soglia del nuovo standard pari a 150, arrivando fino al contenimento totale.

3.5 Costatazioni

Lo studio effettuato, relativo a due differenti tecnologie per la riduzione dell'acido cromico dai reflui industriali, ha evidenziato come nella realtà esistano costi operativi molto differenti per l'abbattimento di medesime sostanze inquinanti. L'analisi teorica economica, ha sottolineato come un sistema di TDP permetta risparmi sui costi di abbattimento delle emissioni nocive rispetto ad un sistema di CAC tanto maggiori quanto più siano differenti i costi marginali tra le fonti inquinanti; anche questa analisi sul campo conferma la teoria, osservando come anche solo fra due imprese si possa ottenere un potenziale risparmio di circa tre milioni annui dallo scambio di permessi per una sola sostanza inquinante.³⁸ Dal momento che operano circa 150 imprese che trattano l'acido cromico di cui almeno 40 con dimensioni industriali, i risparmi di costo potrebbero di conseguenza raggiungere cifre ragguardevoli, la determinazione teorica di questa grandezza necessiterebbe comunque di ulteriori ricerche sui costi delle tecnologie non considerate in questo studio e una precisa determinazione, da parte dell'autorità ambientale, del carico inquinante che il bacino potrebbe sopportare. L'analisi svolta conferma anche come un sistema di Diritti di Inquinamento permetta miglioramenti della qualità ambientale superiori ad un sistema di regolamentazione diretta, incentivando allo stesso tempo le imprese a migliorare o rinnovare le proprie tecnologie di abbattimento delle emissioni. Infatti, un sistema che consenta alle imprese di ottenere dei vantaggi economici dalla compravendita di sostanze destinate

alla dispersione, costringe i possessori di questi beni a reconsiderarli come un prodotto finale che si concretizza in un titolo di un certo valore da gestire sul mercato; inoltre per raggiungere obiettivi di massimo profitto dalla vendita dei diritti, le imprese devono conoscere in modo approfondito le tecnologie che li generano, evitando così che sia l'autorità pubblica ad accollarsi questo onere informativo indispensabile per poter calibrare uno standard efficiente. Conoscere in modo dettagliato le funzioni di costo marginale di contenimento delle emissioni non sempre risulta di facile attuazione, perché spesso tecnologie di depurazione trattano contemporaneamente diverse sostanze inquinanti e diventa complicato e a volte molto approssimativo stabilire con una certa precisione i costi necessari per il contenimento di una singola sostanza; tale difficoltà si è riscontrata anche in questo studio per la determinazione della quota di costo fisso dell'impianto chimico - fisico necessaria al solo trattamento dell'acido cromico. Rischi derivanti da valutazioni non corrette dei propri costi potrebbero spingere le imprese a rifiutare un sistema di permessi trasferibili; per contrastare tale possibilità, l'autorità pubblica potrebbe iniziare la sperimentazione di questo strumento innovativo considerando sostanze inquinanti trattate con tecnologie non eccessivamente sofisticate. Superati una serie di problemi di genere applicativo, i sistemi dei Diritti di Inquinamento rappresentano dunque una valida alternativa agli strumenti economici e finanziari esistenti, validità confermata principalmente dalla notevole opportunità di ottenere risparmi sui costi totali per il disinquinamento eventualmente convertibili in miglioramenti della qualità ambientale.

3.6 Emissioni di Odori

L'odore è definito come una sensazione risultante da una ricezione di uno stimolo del sistema olfattivo. I parametri con cui si descrive un odore sono solitamente concentrazione, percettibilità o soglia olfattiva, intensità, diffusibilità, qualità e tono edonico. Le sostanze che sono all'origine della diffusione degli odori, nelle aree circostanti ad un sito produttivo, possono essere costituite da prodotti di natura inorganica principalmente idrogeno solforoso e ammoniaca o da composti organici volatili. Tra i prodotti organici si riconoscono come fonte di odori mercaptani, scatoli, indoli, acidi organici, aldeidi, chetoni, che risultano in genere dalla decomposizione anaerobica di composti a maggior peso molecolare, quali le

proteine. Le principali proprietà chimico-fisiche che entrano in gioco nella formazione degli odori per il passaggio dalla fase liquida a quella aeriforme sono la pressione di vapore e la solubilità in acqua, mentre con riferimento alla degradazione della sostanza organica è fondamentale il fenomeno dell'ossidazione chimica e/o biologica. Per alcune sostanze, il valore del TOC Threshold odor Concentration, che corrisponde alla concentrazione alla quale il 50% della popolazione avverte l'odore. L'impatto odorigeno viene generalmente misurato a partire dai dati di concentrazione di odore espressa in unità odorimetriche o olfattometriche al metro cubo ouE/m³ che rappresentano il numero di diluizioni necessarie affinché il 50% degli esaminatori non avverta più l'odore del campione analizzato UNI EN 13725:2004. L'emissione degli odori è un problema di complessa soluzione perché rappresenta una forma di inquinamento difficilmente quantificabile. La percezione degli odori infatti si basa su fattori soggettivi, quali la sensibilità dell'individuo, l'assuefazione ad un dato odore e la saturazione olfattiva che può determinare una perdita di sensibilità; inoltre si deve precisare che l'odore è spesso provocato da una complessa miscela di sostanze molte delle quali si avvertono con soglie di percettibilità inferiori ai limiti di rilevabilità analitica. Nella depurazione delle acque reflue la produzione di cattivi odori è imputabile alle condizioni di anaerobiosi che possono instaurarsi in alcune zone o fasi del processo di trattamento durante la demolizione microbica della materia organica. Nell'ambito del ciclo depurativo gli odori più molesti sono frequenti:

- nella vasche di equalizzazione, sollevamento, disabbatura e disoleatura;
- durante la sedimentazione primaria, soprattutto nelle fasi di estrazione e trasferimento;
- durante la digestione anaerobica, nel caso le vasche adottino una copertura flottante;
- durante l'essiccamento dei fanghi, se condotti su letti a sabbia.

Sia a livello nazionale sia regionale manca una specifica normativa riguardante i valori limite in materia di emissioni di odori; tra le norme vigenti, a carattere generale, si possono citare:

- il RD 27 luglio 1934, n. 1256 che indica i criteri per la localizzazione di alcune tipologie di impianti le cosiddette lavorazioni insalubri, individuate da decreti

successivi, tra cui il DM del 5 settembre 1994 in modo da limitare a livelli accettabili l'impatto sulla popolazione;

-il DM del 12 luglio 1990 che contiene le norme per il contenimento delle emissioni inquinanti e la fissazione dei rispettivi valori minimi di emissione;

-il DM del 5 febbraio 1998, in cui si prescrive che tutte le attività di recupero e smaltimento dei rifiuti siano condotte senza creare inconvenienti di rumori e odori.

Tra le normative settoriali regionali, si possono citare:

-DGR Veneto del 25 febbraio 2005, n. 568, per la costruzione e l'esercizio di impianti di compostaggio.

3.7 Inquinamento Acustico

Le emissioni sonore provocano disturbo della quiete, impatti sulla salute e sugli ecosistemi. Il loro impatto è funzione del numero delle fonti e del livello sonoro emesso, della periodicità delle emissioni, della presenza di fattori attenuanti, della distanza dai ricettori sensibili e dei livelli sonori di fondo. Il primo provvedimento programmatico, in materia di inquinamento acustico, è stato il DPCM Determinazione dei valori limite delle sorgenti sonore, che fissa i limiti massimi accettabili del rumore nelle diverse aree territoriali e definisce le modalità di misura del rumore in ambienti abitativi ed esterni. Questo decreto stabilisce poi la suddivisione dei territori comunali, l'individuazione dei valori limite ammissibili di rumorosità e il piano regionale di bonifica dell'inquinamento acustico. Con la Legge 447, infine, è stata introdotta una legislazione organica sulla tutela dall'inquinamento acustico, che riconduce a sintesi una complessa e frammentata normativa. Per la seguente checklist, invece, si sono considerate le leggi, in materia di sicurezza sul lavoro. Per quanto riguarda gli impianti di depurazione, le fonti di emissioni sonore rumorose sono assimilabili a fonti stazionarie dovute soprattutto a fenomeni causati da:

-traffico indotto;

-operazioni di scarico e carico;

-stazione di produzione di aria compressa;

-apparecchiature in movimento dalle linee di trattamento.

3.8 Emissioni di Aereosol

Gli aerosol sono costituiti da bolle microscopiche di liquido introdotte nell'atmosfera soprattutto da sistemi che inducono il ribollimento in superficie del liquame, o direttamente il suo spruzzamento nell'atmosfera. Il pericolo derivante dalla diffusione di aerosol è che le singole particelle liquide possano trascinare batteri, virus o funghi patogeni che potrebbero creare problemi igienico-sanitari ai lavoratori dell'impianto ma anche agli abitanti della zona circostante. Rilevazioni su impianti di depurazione delle acque hanno evidenziato che più di 15.000 tipi di particelle sono emesse dalla vasca di aerazione di un impianto a fanghi attivi. Nei liquami affluenti nell'impianto i microrganismi più diffusi sono quelli provenienti dall'ambiente naturale e dalle feci umane e animali. A titolo indicativo l'ordine di grandezza di tale carica può oscillare tra 10^5 e 10^7 organismi/ml. In un impianto di depurazione, i punti in cui si può avere maggiore formazione di aerosol microbico sono quelli in cui esistono meccanismi di aerazione del liquame, e quindi nei canali aerati di dissabbiatura e di disoleatura, e nella fase di ossidazione. Per quanto riguarda la stima del rischio per la salute dell'uomo, non esistono dati sufficienti per definire l'entità e le condizioni. Va comunque ricordato che il 40% delle particelle di aerosol prodotte dagli impianti costituiscono un rischio in quanto sono respirabili e arrivano direttamente ai polmoni. La dose minima infettante a seconda della specie batterica, varia da 100 ad alcuni milioni di microrganismi. I danni possono essere di tipo allergico, sul quale però non esistono informazioni, o di tipo infettivo. In alcuni impianti del passato sono stati rilevati disturbi tra i lavoratori della zona, in altri casi è stato rilevato fra la popolazione residente nell'area, un incremento delle affezioni respiratorie all'interno di un raggio di 600 m dall'impianto. Secondo altri studi epidemiologici non sarebbero rilevabili danni alla salute. Eventuale osservazione, richiesta in Commissione VIA, è stata la richiesta di maggior documentazione sull'efficienza del sistema di ossigenazione. A tal proposito infatti si può evidenziare che il sistema di aerazione a bolle fini produce, ad un'altezza di 1 metro dalla vasca, un aerosol con densità microbica molto inferiore rispetto alla turbina; per il primo sistema si hanno 18.4000 batteri/m³ contro i 32.100 batteri/m³ del secondo.

Capitolo 4 Progettazione di un Impianto di Depurazione

4.1 Descrizione

Se si deve trattare un liquame proveniente da fognatura mista valutata la potenzialità dell'impianto in relazione al numero di abitanti serviti ed alla corrispondente dotazione idrica procapite, si propone un ciclo di trattamento biologico di tipo a fanghi attivi, consistente in trattamenti preliminari, sedimentazione primaria, ossidazione e successiva sedimentazione secondaria con trattamento anaerobico dei fanghi, previo ispessimento, inviati a discarica controllata non prima di aver subito un'ulteriore disidratazione di tipo meccanico. L'impianto in esame si prefigge, in normali condizioni di esercizio, prestazioni tali da consentire valori dei parametri inquinanti nelle acque effluenti. La progettazione dell'impianto è stata effettuata sulla base dei seguenti elementi:

- fognatura di tipo : MISTO
- abitanti serviti : $N_{ab} = 105700$
- dotazione idrica per abitante $d = 292 \text{ l / ab} \cdot \text{g}$
- portata media nera ($Q_{mn} = 0,8 \cdot N \cdot d / 86400 \cdot 1000$) = $0,29 \text{ m}^3/\text{s}$
- coefficiente di punta : 2,5
- portata di punta di liquame in tempo asciutto ($Q_{punta} = 2,5 Q_{mn}$) = $0,73 \text{ m}^3/\text{s}$
- portata massima da trattare in tempo di pioggia ($Q_p = 5 Q_{mn}$) = $1,45 \text{ m}^3/\text{s}$

di tale portata una parte verrà inviata alla linea acque reflue, un'altra alla linea pioggia;

- carico inquinante di $BOD_5 = 60 \text{ gr / ab} \cdot \text{g}$
- quantità di BOD_5 che perviene all'impianto ($P_{BOD_5} = 60 \cdot N/1000$) = 6342 Kg/d
- concentrazione di BOD_5 ($C_{BOD_5} = P_{BOD_5} / Q_{mn} \cdot 86400$) = $6342 \text{ Kg/m}^3 = 253 \text{ mg/l}$

I liquami da trattare saranno convogliati all'impianto mediante un canale adduttore provvisto, lungo il percorso, di scaricatori di piena per garantire, sia all'attualità che al futuro, che all'impianto pervenga una portata non superiore a 5 volte la portata media nera cosicché da poter sfruttare al meglio la potenzialità dello stesso.

4.2 Dimensionamento del Canale Aduttore

L'ingresso del liquame all'impianto avviene tramite un canale collettore rettangolare con pareti in calcestruzzo di larghezza pari a:

- $B = 1,0 \text{ m} = 100 \text{ cm}$

e con una pendenza di:

- $i = 0,0025 \text{ m/m}$

Supposto che nel canale si instaurino le condizioni di moto uniforme, utilizzando una delle formule di resistenza, e' possibile ricavare il tirante idrico nel canale al variare della portata dal valore minimo che essa assume all'attualita' (Q_{mn}) al valore max al futuro ($5 Q_{mn}$); la formula utilizzata e' quella di Gauckler-Strickler:

$$Q = k \cdot \sigma \cdot R^{2/3} \sqrt{i}$$

dove:

$$k = 70$$

$$R = B \cdot h = 1 \cdot h$$

$$R = B \cdot h / B + 2h$$

$$i = 0,0025 \text{ m/m}$$

dimensionando in base alla portata massima di pioggia futura ($Q'p=1,45 \text{ m}^3/\text{s}$) si ricava:

$$h_{\max} = 1,20 \text{ m}$$

$$v = Q'p / B \cdot h_{\max} = 1,21 \text{ m/s}$$

per la portata media nera attuale ($Q_{mn} = 0,29 \text{ m}^3/\text{s}$) le condizioni di funzionamento sono:

$$h_{\min} = 0,37 \text{ m}$$

$$v = Q_{mn} / B \cdot h_{\min} = 0,78 \text{ m/s}$$

Le velocita' realizzate sono accettabili.

4.3 Grigliatura Grossolana

La prima fase del trattamento preliminare, sulla portata in arrivo, prevede una grigliatura grossolana, a pulizia meccanica semiautomatica. Si impiega una griglia grossa con barre di spessore $b = 1 \text{ cm}$ distanziate tra loro in modo che la luce di passaggio tra due barre consecutive sia $s = 5 \text{ cm}$. Per l'effetto delle barre della griglia si ha una diminuzione della sezione del canale in corrispondenza della griglia stessa che portebbe compromettere il buon funzionamento della fase di grigliatura, e' quindi opportuno operare uno slargo della sezione, in modo tale da pareggiarne l'effetto. Si impone che la lunghezza del canale, considerando gli interspazi della griglia risulti equivalente alla lunghezza fissata in fase di proporzionamento del canale essendo n il numero di barre della griglia:

$$(n+1) * s = 1 \text{ m}$$

$$n = (1 - 0,05) / 0,05 = 19 \text{ barre}$$

Calcolato il numero di barre, dobbiamo dimensionare la larghezza equivalente del canale in prossimita' della griglia:

$$B = (n+1) * 0,05 + n * 0,01 = 1,19 \text{ m}$$

$$V_{\text{eff}} = Q_{m,n} / B * h_{\text{min}} = 0,29 / 1,19 * 0,37 = 0,66 \text{ m/s}$$

$$V_{\text{eff}}(\text{max}) = Q_p / B * h_{\text{max}} = 1,45 / 1,19 * 1,2 = 1,02 \text{ m/s}$$

4.4 Grigliatura Finale

A valle della grigliatura grossolana si procede per prima cosa al sollevamento partizione, a tal scopo vengono utilizzate pompe centrifughe che oltre a sollevare il liquame lo ripartiscono, in tempo di pioggia, nelle due linee di trattamento previste linea liquame e linea pioggia in cui viene operato il trattamento della portata eccedente il valore di $2,5 Q_{mn}$. I canali delle due linee cosi' previste presentano caratteristiche geometriche analoghe a quelle del canale adduttore di partenza. Per entrambe le linee si prevede quindi una fase di grigliatura fine. Le barre hanno uno spessore $b=1 \text{ cm}$ e sono distanziate tra loro di $s=1,5 \text{ cm}$. Procedendo come nella grigliatura grossolana:

$$(n+1) \cdot s = 1$$

$$n = (1 - 0,015) / 0,015 = 66 \text{ barre}$$

$$B = (n+1) \cdot 0,015 + n \cdot 0,01 = 67 \cdot 0,015 + 66 \cdot 0,01 = 1,67 \text{ m}$$

$$V_{\text{eff}} = 0,47 \text{ m/s}$$

$$V_{\text{eff(max)}} = 0,72 \text{ m/s}$$

4.5 Dissabbiamento

Quando si trattano liquami di fognatura mista e' necessario provvedere ad una fase di dissabbiamento al fine di eliminare la sabbia e gli altri materiali inorganici di diametro $d > 0,2 \text{ mm}$ presenti in sospensione nelle acque di rifiuto quali ad esempio pezzetti di vetro e di metallo, sassolini ed in genere tutti i materiali pesanti ed abrasivi, che possono generare problemi di intasamento ed abrasione nelle tubazioni e nei macchinari dell'impianto. Il dissabbiamento costituisce sempre una fase delicata del trattamento dei liquami, il cui obiettivo è quello di procedere ad una separazione differenziata dei solidi, allo scopo di trattenere solo i materiali inorganici. Per i liquami di tipo domestico, si possono ottenere buone efficienze determinando la rimozione di quelle sostanze che presentano velocità di sedimentazione superiore a 2 mm/s , ed imponendo una velocità di attraversamento del canale costante e pari a : $v = 0,30 \text{ m/s}$. Per mantenere la velocità costante nella vasca di dissabbiamento si deve per prima cosa operare una sconnessione tra la stessa e la successiva vasca di sedimentazione interponendo tra queste un venturimetro per canali. Si impone allora l'uguaglianza dei tiranti idrici nel canale in cui e' posizionato il venturimetro e nel canale del dissabbiatore stesso. Allo scopo si determina la scala di efflusso del venturimetro che ha sezione rettangolare di larghezza $B_v = 0,7 \text{ m}$. Nella ipotesi che non ci siano perdite nel tronco convergente e che il tronco di controllo sia tale da poter realizzare le condizioni di stato critico la scala di deflusso si ricava risolvendo per tentativi l'equazione di conservazione dell'energia:

$$H_c = \frac{3}{2} \sqrt[3]{\frac{Q^2}{g \cdot B_v^2}} = h + \frac{Q^2}{2g\sigma^2} = H_u$$

Al variare di Q (da Q_{mn} a Q'_{punta}) si determinano i diversi valori del tirante idrico; successivamente imponendo per ciascuna portata la velocità di 0,30 m/s, si calcola la superficie che deve avere la sezione idrica. A questo punto risulterebbe dalla risoluzione della precedente equazione che la sezione è parabolica, ma nella pratica si sconsiglia la realizzazione di una siffatta sezione, si procede allora progettando una sezione trapezoidale che dia per valori massimo e minimo della portata lo stesso valore di velocità che si avrebbe con la prima sezione e cioè che abbia per h_{max} e h_{min} rispettivamente aree pari a σ_{max} e σ_{min} . Per la determinazione delle dimensioni del trapezio, dopo aver determinato le aree e le altezze minime e massime, si potrà risolvere il seguente sistema di equazioni nelle incognite a (base minore) e $i = \tan\alpha$ (pendenza della scarpa)

$$\sigma_{max} = (a + i \cdot h_{max}) \cdot h_{max}$$

$$\sigma_{min} = (a + i \cdot h_{min}) \cdot h_{min}$$

Effettuando, per semplicità, solo tre passi di calcolo si ottiene:

$$Q_1 = Q_{mn} = 0,29 \text{ m}^3/\text{s} \qquad Hc_1 = 0,39 \text{ m}$$

$$\sigma_1 = 0,97 \text{ m}^2$$

$$h_1 = 0,39 \text{ m}$$

$$Q_2 = 0,4 \text{ m}^3/\text{s} \qquad Hc_2 = 0,48 \text{ m}$$

$$\sigma_2 = 1,33 \text{ m}^2$$

$$h_2 = 0,48 \text{ m}$$

$$Q_3 = Q'_{punta} = 0,73 \text{ m}^3/\text{s} \qquad Hc_3 = 0,72 \text{ m}$$

$$\sigma_3 = 2,40 \text{ m}^2$$

$$h_3 = 0,72 \text{ m}$$

Avremo quindi $h_{min} = 0,39 \text{ m}$ e $h_{max} = 0,72 \text{ m}$ in corrispondenza di $\sigma_{min} = 0,97 \text{ m}^2$ e $\sigma_{max} = 2,40 \text{ m}^2$ e, risolvendo il sistema dopo aver inserito questi valori, otterremo:

$$a = 1,5 \text{ m} \quad e \quad i = 2,67 \quad (\sigma = 69^\circ \text{ angolo rispetto alla verticale})$$

La lunghezza del dissabbiatore si pone pari al rapporto tra la velocità di traslazione e la velocità limite di sedimentazione pari a 15 volte la sua altezza ($h = h_3 = 0,72 \text{ m}$):

$$L = 15 \cdot h = 15 \cdot 0,72 = 11 \text{ m}$$

4.6 Sedimentazione Primaria

Prevediamo l'utilizzo di vasche a flusso longitudinale per il dimensionamento delle quali ci riferiamo ai seguenti parametri:

- tempo di detenzione $T_d = 2 \text{ h}$
- carico idraulico superficiale $C_{si} = 0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$

con riferimento alla Q_{mn} : $Q_{mn} = 0,29 \text{ m}^3/\text{s} = 1044 \text{ m}^3/\text{h} = 25056 \text{ m}^3/\text{g}$

- superficie totale $S = Q_{mn}/C_{si} = 1305 \text{ m}^2$
- volume totale $W = Q_{mn} \cdot T_d = 2088 \text{ m}^3$

Prevediamo 4 vasche:

- superficie totale $S' = 1305 / 4 = 327 \text{ m}^2$

Utilizzando vasche rettangolari aventi rapporto di $L = 3 \cdot l$, ho:

- lunghezza L della vasca = 10 m

Utilizziamo 4 vasche rettangolari 10 x 30.

- tirante idrico $h = 2 \text{ m}$
- volume totale $W' = 4 \cdot 327 \cdot 2 = 2616 \text{ m}^3$

Per una singola vasca si ha : $S = 327 \text{ m}^2$

$$h = 2 \text{ m}$$

$$V = 654 \text{ m}^3$$

In condizioni di pioggia devo verificare se ho un $C_{is} = 2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$ e un tempo di 50'.

- $Q_p = 0,73 \text{ m}^3/\text{s} = 2628 \text{ m}^3/\text{h}$
- $C_{is} = 2628 / 1305 = 2,47 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ h}$
- $T_d = V / Q_p = 2088 / 2628 = 50'$

Si prevede un apporto procapite giornaliero di solidi sospesi totali (SST) pari a : 80 gr/ab · g, un apporto giornaliero di BOD5 = 60 gr/ab · d , per cui all'impianto avremo:

- $(CDOD5)_{in} = (60 * 105700) / (1000 * 24) = 264 \text{ KgBOD5/d}$
- $(CBOD5)_{out} = 2/3 * (CBOD\%)_{in} = 176 \text{ KgBOD5/d}$
- $ConcBOD5_{in} = (CBOD5)_{in} / Q_{m,n} = 264 / 1044 = 0,25 \text{ KgBOD5/mc}=253 \text{ mg/l}$
- $ConcBOD5_{out} = 0,17 \text{ KgBOD5/mc} = 170 \text{ ng/l}$

Per la legge 152/99 devo portare la ConcBOD5out a 40 mg/l.

- $(CSST)_{in} = (80 * 1057000) / (1000 * 24) = 352 \text{ KgSST/h}$
- $(CSST)_{out} = (1/3 * (CSST)_{in}) / 0,90 = 130 \text{ KgSST/h}$
- $(CSST)_{fangho I} = (CSST)_{in} - (CSST)_{out} = 325 - 130 = 222 \text{ KgSST/h}$

Considerando un'umidità del fango primario in uscita del 98 % si hanno le seguenti portate alla linea fanghi (Qf): [2 % (portata acqua + fanghi) = fanghi]

- $Q_f = (CSST)_{fangho I} * 100 / 2 = 11100 \text{ KgFI/h} = 11,1 \text{ mc/h} = 266 \text{ mc/d}$

Tenendo conto che ho 4 vasche e del fatto che si prevedono estrazioni di fango ogni 12 ore 2 al giorno, si ha che ogni vasca dovrà essere dotata di

un volume di accumulo di fondo tramoggia pari a :

- $W = Q_f / (n. \text{ vasche} \cdot n. \text{ estrazioni al giorno}) = 266 / (4 * 2) = 33 \text{ mc}$

Realizzando per ogni vasca 2 tramogge di forma tronco-piramidale a base quadrata di lato 3,5 m , di altezza pari a 3,00 m e base minore quadrata di lato 1,75 m;

si ottiene allora:

- volume tramoggia $W_t = 19,225 \text{ m}^3$

si ottiene così un volume totale per la raccolta dei fanghi e per ogni vasca di 38,5m³.

4.7 Ossidazione

Realizzata in una vasca a fanghi attivi a medio carico $F_c = 0,3 \text{ KgBOD}_5 / \text{ KgSST}$. Il fattore di carico ($F_c = P_{BOD5} / P_{SST}$) è il carico di sostanza organica biodegradabile (espresso in Kg BOD₅) che viene applicata al giorno alla massa di Solidi Sospesi

Totali (espressi in Kg) presente nella vasca di aerazione. I solidi sospesi sono utilizzati in via semplificativa al posto della massa di microrganismi presente nella vasca di areazione, poiche' quest'ultima e' di difficile valutazione.

Fissiamo una concentrazione di solidi sospesi in vasca pari a $X = 3 \text{ Kg S.S./m}^3$.

Avremo:

- $(\text{KgBOD5/d})_{\text{scar.}} = 40 * 25056000 / 10000000 = 1002 \text{ KgBOD5/d}$
- $V_{\text{ox}} = (\text{CBOD5})_{\text{abb. In ox}} / (\text{Fc} * X) = (176 * 24 - 1002) / (0.3 * 3) = 3580 \text{ mc}$
- Fissando $h = 3 \text{ m}$
- $A_{\text{vasche}} = 3580 / 3 = 1193 \text{ mq}$

Facciamo 4 vasche:

- $A' = A_{\text{vasche}} / 4 = 298 \text{ mq}$
- $L = 17 \text{ m}$

Ipotizzeremo che l'impianto, per le sue caratteristiche costruttive, i tempi di sedimentazione secondaria e le caratteristiche intrinseche del fango, ci permetta di avere una concentrazione nel ricircolo pari a:

$$C_r = 8 \text{ Kg SST/m}^3$$

Si puo' scrivere il bilancio di massa relativamente alle sostanze solide in ingresso ed uscita dalla vasca di ossidazione:

$$(Q_r + Q_i) \cdot C_a = Q_r \cdot C_r$$

essendo Q_i la portata entrante da trattare e Q_r la portata di ricircolo.

Da questo bilancio si ricava il rapporto di ricircolo (r):

- Ricircolo: $r = Q_r / Q_i = 3 / (8 - 3) = 0.6$

ed in funzione di questo valore le seguenti portate di ricircolo:

- $Q_r = Q_{mn} \cdot r = 0,29 \cdot 0,60 \cdot 1000 = 174 \text{ l/s}$

In generale pero' per dimensionare l'impianto di ricircolo si pone $r = 1$ e quindi $Q_r = Q_{mn}$ cosi' che al gruppo di pompaggio a servizio della linea di ricircolo si assegna una potenza in grado di garantire il sollevamento di una portata pari alla portata

media nera. In relazione al nostro impianto dotato di sedimentazione primaria e prevedendo una temperatura d'esercizio media di 20°C e tenendo conto del fattore di carico $F_c=0,3 \text{ KgBOD}_5/\text{KgSS} \cdot \text{g}$, si ha un indice di produzione di fango di supero $I = 0,9 \text{ KgSST}/\text{KgBOD}_5$ rimosso. Assumendo un rendimento nell'abbattimento del BOD_5 nella fase secondaria di circa il 90% si ottiene:

- $(\text{CBOD}_5)_{\text{rim}} = 0,9 * (\text{CBOD}_5) = 0,9 * 174 * 24 = 3802 \text{ KgBOD}_5/\text{d}$
- $(\text{CSST})_{\text{supero}} = I * (\text{CBOD}_5)_{\text{rim}} = 0,9 * 3802 = 3422 \text{ KgSST}/\text{d}$

E' il rapporto tra la quantita' complessiva di fango presente nel sistema in peso e la quantita' di fango di supero prodotta giornalmente (P_{SSTs}) e la si indica con "i":

- $i = X * V_{\text{ox}} / (\text{CSST})_{\text{supero}} = 3 * 3580 / 3422 = 3,14 \text{ days}$
- $K_f = 1/i = 0,318 \text{ 1/d}$

Nel calcolo del fabbisogno di ossigeno per lo sviluppo delle reazioni biologiche necessarie all'ossidazione, ricorriamo al criterio dell'O.C. (Oxygenation capacity)/load: rapporto tra la quantita' di ossigeno che gli aeratori devono essere in grado di fornire ed il carico di BOD_5 in arrivo alla vasca di areazione ($\text{OC}/\text{load} = \text{Kg O}_2/\text{KgBOD}_5$) nell'unita' di tempo. In base alla classificazione effettuata da Imhoff relativamente al nostro impianto scegliamo il valore di OC/load cautelativo di 2,0 corrispondente al fattore di carico $F_c = 0,3$; si ottiene cosi' che i KgO_2/g da fornire alla vasca sono dati da:

- $P_{\text{O}_2} = \text{OC}/\text{load} \cdot P_{\text{BOD}_5} = 2,0 * 176 * 24 = 8448 \text{ KgO}_2/\text{g} = 352 \text{ KgO}_2/\text{h}$

4.8 Vasche di Sedimentazione Secondaria

Le vasche di sedimentazione secondaria richiedono particolari attenzioni, poiche' in esse, devono essere separati dalla corrente idrica, senza essere danneggiati, i fanghi fioccosi provenienti dalle vasche di ossidazione e che successivamente devono essere in parte riciclati proprio nelle unita' di ossidazione. Si impiegano vasche a flusso orizzontale radiale e per il calcolo della superficie totale si possono in genere seguire due metodi. Il primo tiene conto del carico idraulico ed il secondo del carico superficiale di solidi sospesi. Si avra' poi cura di scegliere il risultato che fornisce la superficie maggiore. I parametri adottati per il dimensionamento sono i seguenti:

- carico idraulico superficiale: $C_{si} < 0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$
- tempo di detenzione idraulico: $T_d > 3 \text{ h}$
- carico superficiale di solidi sospesi: $C_{ss} < 4\div 6 \text{ KgSST}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$

Primo metodo: si fissa il carico idraulico

- carico idraulico: $C_{si} = 0,8 \text{ mc}/\text{mq} \cdot \text{h}$
- carico di ss : $C_{ss} = 4 \text{ KgSS}/\text{mqh}$
- tempo di detenzione: $T_d = 3 \text{ h}$
- $(\text{KgSST}/\text{h})_{in} = X \cdot (Q_{m,n} + Q_r) = 2 \cdot 1044 \cdot 3 = 6264 \text{ KgSS}/\text{h}$
- $A = (\text{KgSST}/\text{h})_{in} / C_{ss} = 6264 / 4 = 1305 \text{ mq}$
- $V = Q_{m,n} \cdot t_d = 1044 \cdot 3 = 3132 \text{ mc}$
- $h = V / A = 3132 / 1305 = 2,4 \text{ m}$
- Verifica: $C_i = Q_{m,n} / A = 1044 / 1305 = 0,8 \text{ (circa) mc}/\text{mqh}$

Fissiamo una $h = 3,00 \text{ m}$ in modo da avere:

- $V' = A \cdot h = 1305 \cdot 3 = 3915 \text{ mc}$
- $T_d = V' / (Q_{m,n} \cdot 3600) = 3 \text{ h } 45'$

Ho 4 vasche circolari con $D = 21 \text{ m}$

- $A' = 4 \cdot (\pi \cdot D^2/4) = 1385 \text{ mq}$
- $V' = 1385 \cdot 3 = 4155 \text{ mc}$
- $T_d' = V' / q_{m,n} = 4155 / 1044 = 3 \text{ h } 58'$
- $C_i' = 1044 / 1385 = 0,8 \text{ mc}/\text{mqh}$ circa
- $C'_{ss} = 2 \cdot Q_{m,n} \cdot X / A' = 2 \cdot 1044 \cdot 3 / 1385 = 4,5 \text{ KgSS}/\text{mqh}$

$$T_d' = W' / Q_{mn} = 3117 / 0,21 \cdot 3600 = 4 \text{ h } 07 \text{ min}$$

$$C_{si}' = Q_{mn} / S = 0,21 \cdot 3600 / 1039 = 0,73 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$$

$$C_{ss}' = 2Q_{mn} \cdot C_a / S = 2 \cdot 0,21 \cdot 3600 \cdot 2,5 / 1039 = 3,63$$

$\text{KgSST}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$

Il calcolo del fango prodotto procede come per la fase di ossidazione con i seguenti risultati:

- $(C_{SST})_s = 3422 \text{ KgSST}/\text{g}$

Prevedendo per questo fango un'umidità del 99,2 % con una concentrazione $C_r = 8$ kgSS/mc, otteniamo i seguenti valori di portata proveniente dalla sedimentazione secondaria e diretta alla linea fanghi:

- $Q_f = (C_{sST})_s / C_r = 3522 / 8 = 428 \text{ m}^3/\text{g}$

Prevedendo lo stramazzo su tutto il perimetro delle vasche si ha:

- $P = 4 \cdot \pi \cdot D = 264 \text{ m} \Rightarrow q_s = Q_{mn} / P = 0,29 \cdot 86400 / 264 = 95 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{g}$

4.9 Clorazione

Si effettua utilizzando ipoclorito di sodio (NaOCl) prodotto in soluzione acquosa, che viene immesso mediante dosatore direttamente nella vasca di contatto. Il dimensionamento è basato sul parametro tempo di detenzione (T_d) ed è fatto in base alla portata di punta attuale:

- $T_d = 20 \text{ min} = 0,33 \text{ h}$
- $W = Q_{m,n} \cdot T_d = 0,29 \cdot 3600 \cdot 0,33 = 345 \text{ m}^3$
- $h = 2,00 \text{ m}$
- $S = W / h = 345/2 = 173 \text{ m}^2$

Si prevedono due vasche rettangolari affiancate e separate da canali di by-pass con dimensioni 6x15 di superficie $S = 90 \text{ m}^2$ e volume complessivo $W = 360 \text{ m}^3$ con setti di chicane tali da determinare canali da m 1,50 di larghezza. Si avrà:

- $Q_{mn} = 1044 \text{ m}^3/\text{h} \Rightarrow T_d = W/Q_{mn} = 20 \text{ min}$
- $Q_{punta} = 2610 \text{ m}^3/\text{h} \Rightarrow T_d = W/Q_{punta} = 10 \text{ min}$
- $Q_p = 5220 \text{ m}^3/\text{h} \Rightarrow T_d = W/Q_p = 7 \text{ min}$

4.10 Linea Pioggia

Si utilizza lo stesso dissabbiatore della linea liquami. Tale dissabbiatore è collegato con la linea liquami in modo da poter by-passare quello relativo alla stessa in caso di manutenzione. Viene dimensionata in base alla:

- $Q_{punta} = 2,5Q_{mn} = 2610 \text{ mc/h}$
- carico idraulico superficiale $C_{si} = 2,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$

- tempo di detenzione $T_d = 50$ min
- $V = 2610 * 0,83 = 2166$ mc
- $S = 2610 / 2,5 = 1044$ m²

Si utilizzano 5 vasche rettangolari 9x28 e altezza $h=2,0$ m realizzando una superficie complessiva $S = 1260$ m² ed un volume complessivo $W = 2520$ m³; si verificano allora le seguenti condizioni:

- $T_d = 2520 / 2610 = 58$ min
- $C_{si} = 2610 / 1260 = 2,07$ m/h

4.11 Linea Fanghi

Il fango in arrivo presenta le seguenti caratteristiche:

- $(KgSS/d)_{FI} = 5073$ KgSS/d $U = 98\%$ $Q_{FI} = 254$ mc/d
- $(KgSS/d)_{FII} = 3422$ KgSS/d $U = 99,2\%$ $Q_{FII} = 428$ mc/d
- in totale: $(KgSS/d)_{FI+FII} = 8495$ KgSS/d $U=98,8\%$ $Q_{FI+FII} = 708$ mc/d

4.12 Ispessimento

E' la prima fase del trattamento dei fanghi della depurazione consiste in un processo di tipo fisico che mira ad ottenere un fango ispessito o addensato, ovvero un fango il cui tenore in acqua o umidita' sia più basso di quando viene prodotto, con conseguenti notevoli riduzioni di volume. L'acqua del fango sovrantante liberata in tale fase, viene normalmente ricondotta a monte del trattamento depurativo del liquame. Essendo l'impianto a servizio di fanghi misti (primari + secondari) adotteremo un carico superficiale di solidi sospesi:

- $C_{ss} = 2,5$ KgSST/m² · h = 60 KgSST/m² · g
- $T = 24$ h
- $(CSS)_{in-SI} = 80 * 105700 / 1000 = 8456$ KgSS/d
- $(CSS)_{out-SI} = 0,9 * 2/3 * 8456 = 5074$ KgSS/d
- $(CBOD5) = 60$ g/abd $(CBOD5)_{in-SI} = 60 * 105700 / 1000 = 6342$ KgSS/d

- $(\text{CBOD5})_{\text{in-ox}} = 2/3 * (\text{CBOD5})_{\text{in-SI}} = 2/3 * 6342 = 4228 \text{ KgBOD5/d}$
- $(\text{CBOD5})_{\text{out-SIST}} = 40 \text{ mg/l}$ $\text{ConcBOD5}_{\text{outSIST}} = 40 * 1044 * 24 / 1000 = 1002 \text{ KgBOD5/d}$
- $(\text{BOD5})_{\text{rim-ox}} = 4228 - 1002 = 3226 \text{ KgBOD5/d}$
- $F_c = 0,3$ $I = 0,8 \text{ KgSS/KgBOD5}$
- $(\text{SS})_{\text{out-SII}} = I * (\text{BOD5})_{\text{rim-ox}} = 0,8 * 3226 = 2581 \text{ KgSS/d}$
- $(\text{SS})_{\text{in-ISP}} = (\text{SS})_{\text{SII}} + (\text{SS})_{\text{SI}} = 7655 \text{ KgSS/d}$
- $\text{UFI} = 98\%$ $\text{UFII} = 99\%$
- $\text{QFI} = (\text{SS})_{\text{out-SI}} * 100 / 2 = 5074 * 100 / 2 = 254 \text{ mc/d}$
- $\text{QFII} = (\text{SS})_{\text{put-SII}} * 100 / 1 = 2581 * 100 / 1 = 259 \text{ mc / d}$
- $\text{Aisp.} = (\text{SS})_{\text{in-ISP}} / C_{\text{SS}} = 7655 / 60 = 128 \text{ mq}$
- $V = t_d * (\text{QFI} + \text{QFII}) = (254 + 259) * 1 = 513 \text{ mc}$
- $L' \text{ altezza } h = V / \text{Aisp.} = 513 / 128 = 4 \text{ m}$

Siccome 4m sono troppi per un ispessitore fissiamo una $h = 3,00 \text{ m}$:

- $V' = 128 * 3 = 384 \text{ mc}$
- $\text{Q}_{\text{fout}} = (7655 * 100) / (3 * 1000) = 255 \text{ mc/d}$
- $\text{Q}_{\text{sovr.}} = 513 - 255 = 250 \text{ mc/d}$

Lavoriamo con quattro vasche di ispessimento.

4.13 Digestione

I fanghi della depurazione sono sostanzialmente caratterizzati da due aspetti fondamentali:

-elevata putrescibilita', che si traduce nella possibilita' da parte della notevole quantita' di sostanza organica di entrare in fermentazione settica, con sviluppo di odori molesti e di acquisizione di caratteristiche chimico-fisiche da parte del fango che male si adattano ai trattamenti successivi;

-elevata concentrazione di microrganismi con possibilita' di presenza di agenti patogeni.

La stabilizzazione del fango consente di ottenere un fango in parte non piu' putrescibile cioe' biologicamente quasi inattivo piu' facilmente manipolabile e

disidratabile, con contenuto di carica batterica sensibilmente ridotto. Quale parametro di base per il dimensionamento si assume il fattore di carico volumetrico (F_{cv}) che indica i Kg di solidi sospesi volatili trattabili per m^3 di digestore (valori compresi tra 0,7 e 1,5 $KgSSV/m^3 \cdot g$). Date le dimensioni dell'impianto e quindi la possibilità di recupero di biogas si prevede l'utilizzo di un digestore riscaldato con valori del F_{cv} compresi tra 2÷2,5 $KgSSV/m^3/g$. Essendo i solidi sospesi volatili l'80% dei solidi sospesi totali ed assumendo un $F_{cv} = 2$ si può ricavare il volume del digestore.

- $(CSS)_u = 0,80 \cdot (CSST) = 0,8 \cdot 8495 = 6796 \text{ KgSSV/d}$
- $V (CSSV)_u / F_{cv} = 6796 / 2 = 3398 \text{ mc}$

Si realizzano 3 digestori a pianta circolare di diametro 16 m ed altezza $H = 5$ m e fondo a cono rovescio di volume complessivo 1200 m^3 ottenendo le seguenti condizioni di funzionamento:

- $F'_{cv} = (CSSV)/V = 6796 / 3 \cdot 1200 = 1,9$
- $Td' = V / Q_s = 3 \cdot 1200 / 250 = 14 \text{ g } 08 \text{ h}$

Nella fase di digestione si può prevedere una riduzione di S.S.V. di circa il 50 % in peso; conseguentemente i S.S.V. in uscita dal digestore sono:

- $(CSSV)_u = 0,5 \cdot (CSSV) = 0,5 \cdot 6796 = 3398 \text{ KgSSV/d}$

I solidi sospesi totali in uscita sono quindi la somma dei solidi sospesi volatili in uscita e dei solidi sospesi non volatili che sono il 20 % $(1 - 0,80)$ di quelli totali in ingresso. Si ha quindi:

- $(CSST)_u = (CSSV)_u + 0,2 \cdot (CSST) = 3398 + 0,2 \cdot 8495 = 5097 \text{ KgSST/g}$

Prevedendo inoltre un'umidità del fango in uscita di circa il 92 % si hanno le seguenti portate di fango di supero:

- $Q_{sp} = (CCS)_u / 0,08 = 5097 / 1000 \cdot 0,08 = 64 \text{ m}^3/g$

4.14 Condizionamento Chimico

Il condizionamento chimico del fango viene realizzato tramite l'aggiunta di reattivi, in particolare calce idrata ($Ca(OH)_2$) e polielettroliti aventi la funzione di coadiuvanti del processo. Il consumo dei reattivi previsto è il seguente:

- Calce: $160 \text{ KgCa(OH)}_2 / \text{tonSST}$
- $P_{\text{Ca(OH)}_2} = 160 \cdot (\text{CSST})_u = 160 \cdot 5097 / 1000 = 816 \text{ KgCa(OH)}_2 / \text{g}$
- Polielettroliti (anidri): 2 Kg/tonSST
- $P = 2 \cdot (\text{CSST})_u = 2 \cdot 5097 / 1000 = 10,2 \text{ Kg/g}$

Prevedendo che l'impianto di disidratazione fanghi funzioni per sole 8 ore al giorno la portata da smaltire al condizionamento sarà:

- $Q_c = Q_s / 8 = 64 / 8 = 8 \text{ m}^3/\text{h}$

Dimensionando la vasca di miscelazione con un tempo di detenzione di 15 min. si ha:

- $V = T_d \cdot Q_c = 0,25 \cdot 8 = 2,0 \text{ m}^3$

4.15 Disidratazione

Viene realizzata con filtri a nastro siti in apposito locale contenente anche tutte le apparecchiature necessarie per il condizionamento chimico del fango. Il parametro in base al quale si opera il dimensionamento è la capacità di produzione oraria del nastro, espressa in Kg di materiale secco (M.S.) per metro di larghezza del nastro e per ora di funzionamento. Assunta una C.P.O. = capacità di produzione oraria = $270 \text{ Kg M.S./ m} \cdot \text{h}$ e ricordando che funziona per 16 ore al giorno (due turni di otto ore) per cinque giorni la settimana, la larghezza del nastro si calcolerà così:

- Produzione di SST = $5097 \text{ KgSST/d} = 35679 \text{ KgSST/settimana}$
- Riferendoci ai dd lavorativi: $7135,8 \text{ KgSST/ddlav.} = 446 \text{ KgSST/hlav.}$
- $L = 446 / 270 = 1,7 \text{ m}$

Considerando un rendimento del 70% ho:

- $Q_{\text{tot}} = (7136 \cdot 100) / (30 \cdot 1000) = 24 \text{ mc/ddlav.}$

Capitolo 5 Depurazione delle Acque Reflue Domestiche per lo Scarico Fuori dalla Pubblica Fognatura

5.1 I Trattamenti Primari

Il trattamento primario consente una prima depurazione dei reflui provenienti dai servizi igienici acque nere e dalle cucine acque grigie/saponose, prima che queste vengano sottoposte ad ulteriori trattamenti. I trattamenti primari risultano essere talvolta di fondamentale importanza per il buon rendimento dell'intero sistema di depurazione utilizzato, infatti in tali sistemi avviene la prima fase di sedimentazione dei solidi sospesi o la separazione delle sostanze oleose che in elevate concentrazioni andrebbero a compromettere il funzionamento dei dispositivi posti a valle che verranno descritti nel seguito. Con questo trattamento viene abbattuta anche la concentrazione di BOD che caratterizza il refluo, con un rendimento che risulta essere pari a circa il 30 – 40%. I trattamenti primari dei reflui possono essere effettuati attraverso l'utilizzo dei seguenti dispositivi:

- le fosse settiche;
- le vasche imhoff;
- pozzetti degrassatori;

la particolare conformazione della vasca obbliga i liquami ad attraversare tutta la massa liquida contenuta, ove essi subiscono una fermentazione anaerobica, con conseguente stabilizzazione di una parte dei solidi sospesi, e sedimentazione dei restanti, in modo che dalla vasca fuoriesce un liquido condizionato, cioè con una limitata concentrazione di solidi sospesi, che vengono trasformati prevalentemente in solidi disciolti e colloidali. Le fosse settiche servono a garantire un'efficace rimozione dei solidi sospesi e delle sostanze grasse/oleose contenute nei reflui. Il rendimento nella depurazione dei reflui è fortemente influenzato dal tempo di permanenza dei reflui nella fossa. Le fosse settiche devono essere costituite di materiali resistenti alla corrosione, ottimo è il calcestruzzo cementizio, che si presta bene alla costruzione di elementi prefabbricati. Le fosse settiche possono essere, a seconda della filiera di trattamento, mono, bi - tricamerale con un volume minimo di 3 mc e una profondità del liquido compresa tra 1 e 1,8 metri, e di norma il volume è calcolato con una dotazione idrica di 500 litri per AE. Il dimensionamento di tali dispositivi deve tener conto che il rapporto lunghezza/larghezza deve essere almeno

pari a 3/1 o maggiore. I rendimenti depurativi di una fossa settica sono influenzati dalla compartimentazione, ossia la suddivisione in due o più camere, che i liquami percorrono successivamente, ha lo scopo di concentrare nella prima camera la fase di sedimentazione del fango, in modo che nella seconda camera o successive, il liquame sia ben chiarificato, e siano diminuite le possibilità di fughe di solidi sospesi, particolarmente efficace è la fossa settica costituita da due camere, con il primo comparto di volume pari a 2/3 del volume totale. La compartimentazione può essere realizzata anche, molto semplicemente, disponendo due fosse settiche monocamerale in serie. Le fosse settiche non richiedono a monte la presenza di un degrassatore per il trattamento delle acque provenienti dalle cucine e contenenti sostanze oleose. Importante inoltre per il mantenimento dei rendimenti di depurazione delle fosse settiche è la loro manutenzione e la periodica pulizia con svuotamento del fango sedimentato sul fondo, la periodicità di tale intervento dipende dai criteri di dimensionamento. Nelle vasche Imhoff sono nettamente distinti i due comparti, uno superiore di sedimentazione, uno inferiore di accumulo e di digestione anaerobica dei fanghi sedimentabili, i solidi sospesi sedimentabili presenti nei liquami in ingresso, catturati nel comparto di sedimentazione, precipitano attraverso le fessure di comunicazione, nel sottostante comparto di accumulo e di digestione, ove le sostanze organiche subiscono una fermentazione anaerobica, con conseguente stabilizzazione, che consente poi ai fanghi di poter essere sottoposti agevolmente e senza inconvenienti ai successivi trattamenti. Il comparto inferiore è un vero e proprio digestore anaerobico. Le vasche Imhoff devono avere un volume calcolato con una dotazione idrica variabile da 250 a 1000 litri per AE. A monte delle vasche Imhoff deve essere presente un degrassatore che è necessario per abbattere gli oli e i grassi alimentari provenienti dalle cucine o per le acque saponate delle docce e lavandini, ma non per gli scarichi del wc. All'interno del degrassatore confluiscono gli scarichi delle acque grigie, cioè provenienti da cucine, lavanderie, docce e servizi. La sua funzione principale è quella di separare i grassi, i saponi ed i rifiuti alimentari contenuti nelle acque reflue domestiche e/o assimilate. Il degrassatore infatti permette di limitare i problemi di intasamento nelle tubazioni di adduzione alle fognature delle acque reflue, ma soprattutto consente di abbattere una parte del carico inquinante contenuto in questo

tipo di effluenti, possono essere in cemento , in materiale plastico o in vetroresina e devono essere dimensionati in base al numero di abitanti equivalenti che vi recapitano. Per buona norma dovrà essere istallato più vicino possibile ai punti di scarico delle acque grigie questo farà in modo che le tubazioni recapitanti o alla fognatura pubblica o al depuratore rimangano sempre pulite e non occluse dagli inquinanti contenuti nelle acque reflue. All'interno di questo pozzetto non devono essere assolutamente recapitare le acque meteoriche che inficerebbero il rendimento di depurazione.

5.2 I Trattamenti Secondari

I trattamenti secondari delle acque reflue domestiche costituiscono l'ultimo stadio di depurazione prima dello scarico in corpo idrico superficiale o sul suolo. Tali sistemi devono essere dimensionati e devono avere delle caratteristiche tali da garantire il rispetto dei limiti previsti, se si tratta di uno scarico in un corpo idrico superficiale significativo ovvero caratterizzato dalla presenza costante di tirante idrico per tutto l'anno, o se si tratta di uno scarico sul suolo scolina interpodereale, fossetto di guardia stradale, ecc., o in un corpo idrico superficiale non significativo, ossia che non presenta tirante idrico per tutto l'arco dell'anno. Tra i trattamenti secondari rientrano:

- le vasche ad ossidazione totale
- Impianti SBR (sequencing batch reator);
- Filtro percolatore batterico anaerobico;
- Filtro percolatore batterico aerobico;

Nelle vasche ad ossidazione totale la depurazione del refluo avviene attraverso l'insufflazione forzata di aria nella massa liquida presente nella vasca che innesca, in presenza di ossigeno, i processi di digestione aerobica delle sostanze presenti nei liquami in ingresso. Tali sistemi rappresentano impianti ad aerazione prolungata e rientrano nella categoria degli impianti a fanghi attivi presentando una linea di depurazione del refluo semplificata rispetto agli impianti a fanghi attivi classici. In questi impianti, infatti, risulta eliminata la fase di sedimentazione primaria e il refluo è soggetto a tempi di detenzione particolarmente elevati permettendo così un buon rendimento di depurazione e una stabilizzazione o digestione aerobica del fango sedimentato che avviene contemporaneamente alla fase di aerazione del refluo

determinando una minore produzione di fango caratterizzato da un buon grado di stabilizzazione. Questi impianti prevedono:

- L'utilizzo di energia elettrica;
- Richiedono manutenzione specializzata;
- Necessitano di apparecchiature elettromeccaniche che si possono guastare ed è quindi necessario prevedere dei sistemi di sicurezza, di scorta e di allarme;
- Sono suscettibili alle variazioni di portata che avvengono normalmente negli scarichi civili.

Le vasche ad ossidazione totale possono essere in cemento, in materiale plastico o in vetroresina e devono essere dimensionati in base al numero di abitanti equivalenti che vi recapitano. A monte della vasca ad ossidazione totale l'unico trattamento preliminare che deve essere adottato è rappresentato dal pozzetto de grassatore mentre non è strettamente necessario l'utilizzo di vasche Imhoff o fosse settiche anche se comunque consigliato al fine di ridurre il tempo di permanenza del refluo nella vasca e quindi ridurre le dimensioni della vasca stessa. Il sistema di depurazione delle acque reflue SBR sequencing batch reator, consiste in uno o più reattori biologici, che provvedono in un'unica vasca all'aerazione attraverso elettrosoffianti, alla sedimentazione ed allo scarico dell'acqua reflua biologicamente depurata. il reattore biologico, dopo la fase di stoccaggio delle acque reflue , viene condotto in modo batch discontinuo, per un periodo predefinito, appositamente stabilito in fase di progetto e quindi il liquame, una volta chiarificato dopo l'adeguata sedimentazione fase di calma, viene scaricato dal reattore biologico attraverso la pompa di rilancio al corpo recettore dello scarico dai vari regolamenti regionali e locali. Il depuratore a reattore biologico sbr, inoltre, consente di riunire in una sola vasca tutti i bacini necessari ad un impianto di depurazione a fanghi attivi tradizionale, compreso il sedimentatore secondario, e pertanto non necessita di alcun ricircolo dei fanghi. L'elevata concentrazione delle colonie batteriche fanghi, consente oltre ad una capacità depurativa molto elevata a parità di volumi impiegati, anche un'operativa molto più flessibile, che consente un rapido adattamento alle più svariate esigenze di conduzione. I sistemi di depurazione acque reflue SBR sequencing batch reator, per la loro flessibilità operativa e semplicità gestionale sono particolarmente indicati per piccoli impianti di trattamento di depurazione e per la

riconversione di depuratori acqua obsoleti, in quanto presentano i seguenti vantaggi rispetto a sistemi biologici tradizionali, purché adeguatamente progettati e correttamente gestiti e manutentati. Questa tipologia di impianti inoltre può essere utilizzata in quelle situazioni dove non è disponibile una porzione di terreno per la realizzazione dei sistemi di trattamento quali subirrigazione o fitodepurazione e se adeguatamente dimensionati e costantemente manutentati sono in grado di raggiungere un grado di depurazione del refluo. I depuratori a filtro percolatore insieme ai depuratori a fanghi attivi rappresentano uno dei metodi più diffusi per il trattamento biologico delle acque reflue domestiche ed urbane e vengono utilizzati per la depurazione sia di piccole che medio/grandi utenze. Gli impianti di depurazione a filtri percolatori basano il loro funzionamento attraverso la riproduzione dei fenomeni di depurazione biologica naturale in un limitato spazio, ciò consente di ottenere una depurazione di una quantità di acque reflue maggiori, in spazi più ridotti ed in tempi minori. Il depuratore biologico a percolazione basa il suo funzionamento tramite lo spandimento regolare delle acque reflue, su un cosiddetto letto di percolazione formato da più strati di materiale drenante pietrisco, materiale plastico, che consente di riprodurre in tutto e per tutto lo stesso ambiente microbiologico presente in natura. I depuratori a filtri percolatori possono essere costruiti in cemento, in materiale plastico o in vetroresina e devono essere dimensionati in base al numero di abitanti equivalenti che vi recapitano. I filtri percolatori sono costruiti in due tipologie :

- Filtri percolatori aerobici;
- Filtri percolatori anaerobici.

I filtri percolatori aerobici sono posizionati a valle dei degrassatori e delle fosse settiche o imhoff, sono costituiti da una vasca impermeabile e da una massa filtrante ad elevata superficie di contatto. I fenomeni di degradazione delle sostanze organiche presenti nelle acque reflue domestiche in questi dispositivi avviene attraverso microrganismi aerobici, ossia che svolgono le proprie funzioni vitali in presenza di ossigeno, pertanto in questi filtri deve essere presente una condotta in uscita che consenta l'ingresso dell'ossigeno. Questi filtri vengono utilizzati, così come previsto anche dalla normativa regionale, per unità immobiliari con una consistenza superiore ai 10 A.E. La problematica legata al funzionamento di questi filtri è che la condotta

di scarico è posizionata sul fondo del filtro, in quanto il refluo viene distribuito sulla massa filtrante dall'alto e la percorre dall'alto verso il basso, per cui ci potrebbe essere il trascinarsi nello scarico di parte del fango sedimentato. Al fine di evitare lo sversamento di questa porzione di fango nel corpo ricettore a valle del filtro aerobico, prima dello scarico, deve essere installata una fossa settica o una vasca Imhoff di capacità adeguata, che svolga la funzione di sedimentatore. I filtri percolatori anaerobici vengono installati a valle dei degrassatori e delle fosse settiche o imhoff, sono costituiti da una vasca impermeabile e da una massa filtrante ad elevata superficie di contatto. I fenomeni di degradazione delle sostanze organiche presenti nelle acque reflue domestiche in questi dispositivi avviene attraverso microrganismi anaerobici, ossia che svolgono le proprie funzioni vitali in assenza di ossigeno. Questi filtri vengono utilizzati, così come previsto anche dalla normativa regionale, per unità immobiliari con una consistenza minore ai 10 A.E. In questi filtri il refluo attraversa la massa filtrante dal basso verso l'alto e presentano la condotta di scarico nella parte superiore del filtro, praticamente alla stessa quota di quella in entrata, per cui con questi dispositivi non si ha il possibile trascinarsi nello scarico di parte del fango sedimentato.

5.3 Trattamenti di Affinamento

I trattamenti di affinamento o terziari del refluo depurato si rendono necessari laddove con i trattamenti primari e secondari non si riesca a rispettare i limiti allo scarico. Tali trattamenti consistono nell'installazione di specifici dispositivi che determinano una depurazione del refluo in ingresso che risulta comunque caratterizzato già da un buon grado di depurazione. Generalmente questi sistemi vengono principalmente utilizzati per abbattere ulteriormente il carico organico e i solidi sospesi. Tra i dispositivi che si possono utilizzare si ha:

- Microfiltri;
- Filtri in sabbia o in ghiaia;
- Fitodepurazioni adeguatamente dimensionate

I microfiltri vengono utilizzati laddove si incontrano grosse difficoltà nel reperimento di aree. Questi dispositivi devono essere adeguatamente dimensionati in funzione del numero di A.E. da servire e del carico idraulico superficiale che per

avere le condizioni ottimali deve essere compreso tra 3 e 10 m³/h per m² di superficie della tela. Essi sono costituiti da un cilindro ruotante attorno al suo asse con velocità periferica di circa 0.5 m/s, sulla cui superficie suddivisa in singoli pannelli elementari è disposta una tela finissima di acciaio inox e con orifizi del diametro di 20 – 50 microns. Le particelle del fango, bloccate dalla rete del micro filtro, sono poi rimosse, normalmente a mezzo di getti di acqua depurata riciclata. L'acqua di lavaggio, carica dei solidi trattenuti dal micro filtro, è restituita a monte della vasca ad ossidazione totale o del filtro percolatore. Con i microfiltri si possono ottenere rendimenti nella rimozione dei solidi sospesi dell'ordine del 50 – 60% e del BOD dell'ordine del 20 – 30%, modesto è invece l'abbattimento della carica batterica che risulta essere generalmente non superiore al 20 – 30%. Secondo l'impostazione tradizionale i filtri in sabbia o in ghiaia sono costituiti da uno o più strati di materiale granulare, supportati da un fondo drenante. La filtrazione del refluo in ingresso si realizza con un processo ciclico discontinuo e il filtro viene mantenuto in esercizio finché l'acqua in uscita non è caratterizzata da un'eccessiva torbidità, o le perdite di carico indotte dalle impurezze raccolte, hanno raggiunto valori eccessivi, in questo momento il flusso d'acqua inviato al filtro viene interrotto e si procede al lavaggio del materiale filtrante, in controcorrente, a mezzo di un energico flusso di acqua o acqua e aria, in questo modo le particelle del mezzo filtrante vengono sottoposte all'azione della corrente liquida ascendente, e l'intensa agitazione e l'azione idrodinamica dell'acqua eventualmente anche assieme a quella dell'aria, determina il distacco e l'allontanamento, per trasporto idraulico, delle particelle di torbidità accumulate nel filtro. Il fondo drenante è costruito con lo scopo di assolvere contemporaneamente a tre funzioni:

- Impedire il trasporto della sabbia assieme all'acqua filtrata;
- Ripartire uniformemente il flusso dell'acqua nella fase di filtrazione;
- Ripartire l'acqua ed eventualmente l'aria, in fase di lavaggio in controcorrente.

I filtri, in funzione del loro funzionamento, possono essere distinti in filtri lenti o filtri rapidi. Per il dimensionamento dei filtri lenti può essere adottato un carico idraulico superficiale dell'ordine di 3 – 3.5 m³/m² x giorno e la pulizia della superficie si presenta necessaria generalmente ogni 15 – 30 giorni. Questa tipologia

di filtri quando l'impianto assume una certa potenzialità richiedono dimensioni notevoli per raggiungere i risultati richiesti, inoltre secondo i dati presenti in letteratura questi filtri tenderebbero ad intasarsi facilmente e a gelare durante l'inverno. Per i filtri rapidi, per il loro dimensionamento, possono essere utilizzate delle velocità di filtrazione molto più elevate $100 - 500 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{giorno}$ cioè $4 - 20 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{h}$, che consentono di ridurre notevolmente le superfici occorrenti. La sabbia da utilizzare per i filtri deve essere fortemente silicea tenore di SiO_2 di almeno il 90 - 92%, cioè molto dura, per resistere all'energica azione abrasiva che si verifica per effetto dello sfregamento dei granuli durante la fase di controlavaggio.

5.4 Manutenzione

Per ottimizzare il funzionamento della linea di depurazione degli scarichi delle acque reflue domestiche è necessaria una manutenzione periodica per la rimozione del sedimento o fango biologico che si deposita all'interno. Con particolare riguardo si dovrà provvedere alla manutenzione dei dispositivi di trattamento primari in quanto un loro cattivo funzionamento può causare anomalie all'eventuale sistema di depurazione delle acque installato a valle di esso, come ad esempio una fitodepurazione, un depuratore a filtro percolatore, un depuratore a fanghi attivi eccetera. Le operazioni di manutenzione periodica devono essere fatte da ditte di autospurgo che poi dovranno conferire il rifiuto o alla discarica o al depuratore pubblico. Gli interventi tecnici più specifici invece dovranno essere fatti da personale specializzato. Si consiglia di provvedere alla manutenzione espurgo dei fanghi, delle fosse settiche, imhoff, filtri con almeno una periodicità di due anni, in caso di vasche molto piccole la manutenzione può essere anche semestrale.

5.5 Calcolo degli Abitanti Equivalenti

In linea con le disposizioni di Arpa, gli abitanti equivalenti, in funzione delle diverse destinazioni d'uso degli immobili da servire, possono essere così calcolati:

Casa di civile abitazione:

1 A.E. per camera da letto con superficie fino a 14 mq;

2 A.E. per camera da letto con superficie superiore a 14 mq;

Albergo o complesso ricettivo: come per le case di civili abitazione; aggiungere 1 A.E. ogni qualvolta la superficie di una stanza aumenta di 6 mq oltre i 14 mq;

Case di vacanza: o situazioni particolari in cui l'utilizzo stagionale consente forti densità abitative è opportuno riferirsi alla potenzialità massima effettiva prevedibile.

Fabbriche e laboratori artigianali: 1 A.E. ogni 2 dipendenti, fissi o stagionali, durante la massima attività;

Ditte e uffici commerciali: 1 A.E. ogni 3 dipendenti fissi o stagionali, durante la massima attività;

Ristoranti e trattorie: per il calcolo degli abitanti equivalenti è necessario:

-quantificare il numero massimo di clienti considerando la massima capacità ricettiva delle sale da pranzo considerando che una persona occupa circa 1.20 m² n. max clienti = max capacità ricettiva sala/e da pranzo m²/1.20;

-quantificare il numero massimo di persone sommando al numero dei clienti, di cui al punto i, il personale dipendente n. max persone = n. max clienti + n. dipendenti;

-quantificare il n. di abitanti equivalenti considerando 1 A.E ogni 3 persone così risultanti n. A.E = n. max persone/3;

Bar, Circoli e Clubs: per il calcolo degli abitanti equivalenti è necessario:

-quantificare il numero massimo di clienti considerando la massima capacità ricettiva delle sale da pranzo considerando che una persona occupa circa 1.20 m² n. max clienti = max capacità ricettiva sala/e da pranzo m²/1.20;

-quantificare il numero massimo di persone sommando al numero dei clienti, di cui al punto i, il personale dipendente n. max persone = n. max clienti + n. dipendenti;

-quantificare il n. di abitanti equivalenti considerando 1 A.E ogni 7 persone così risultanti (n. A.E = n. max persone/7);

Cinema, Stadi e teatri: ad ogni 30 utenti corrisponde 1 A.E.;

Scuole: ad ogni 10 frequentatori calcolati sulla massima potenzialità corrisponde 1 A.E.

5.6 Scarichi in Acque Superficiali

Questa tipologia di scarico prevede l'immissione di acque reflue domestiche adeguatamente depurate direttamente all'interno di un corpo idrico significativo, ovvero caratterizzato dalla presenza di un certo tirante idrico durante tutto l'arco dell'anno. La presenza di tale tirante idrico dovrà essere accertata attraverso la

presentazione della apposita scheda idrologica rilasciata dal competente Consorzio di Bonifica. La documentazione necessaria per la presentazione dell'istanza per l'ottenimento dell'autorizzazione allo scarico è la seguente:

-N. 3 planimetrie originali dello schema fognante in scala 1:100 o 1:200 con firma in originale del richiedente l'autorizzazione e del tecnico progettista;

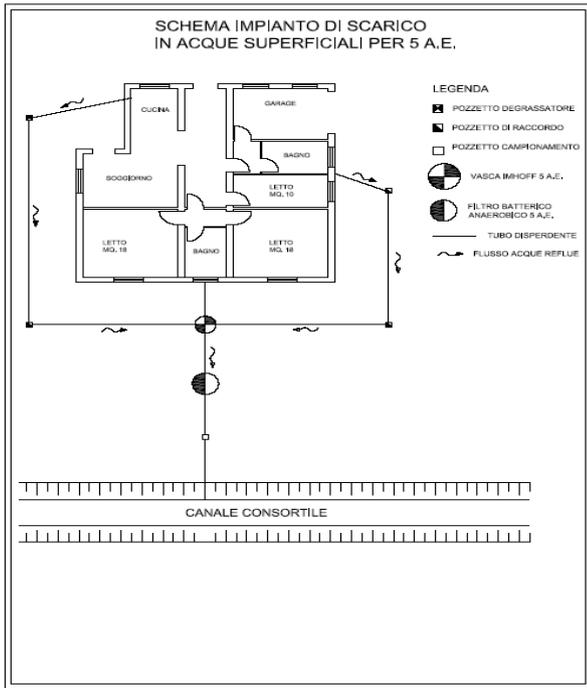
-N.2 copie relazione tecnica originali ed esauriente, con firma in originale del tecnico progettista;

-N.2 stralci topografici in scala 1:10000 dei corpi idrici limitrofi;

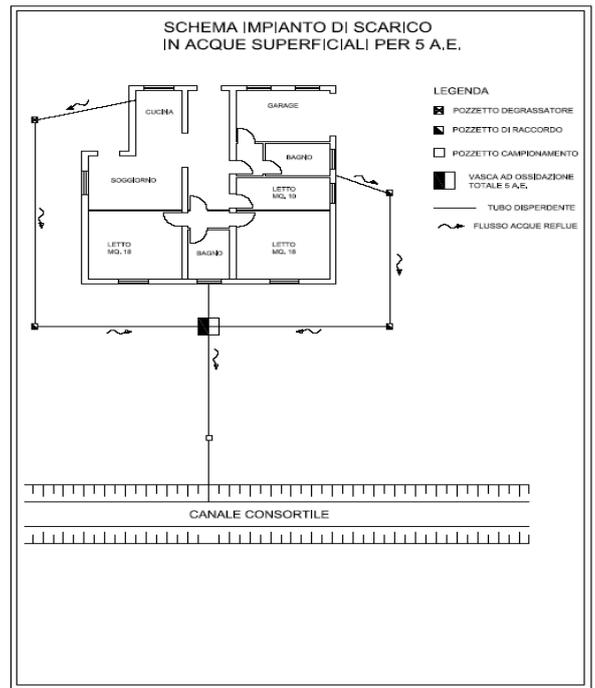
-N.2 copie del nulla osta allo scarico o concessione rilasciate dal Consorzio di Bonifica od altri Enti Gestori;

-Dichiarazione ove necessaria da parte dei proprietari confinanti della disponibilità all'attraversamento o al contenimento delle opere.

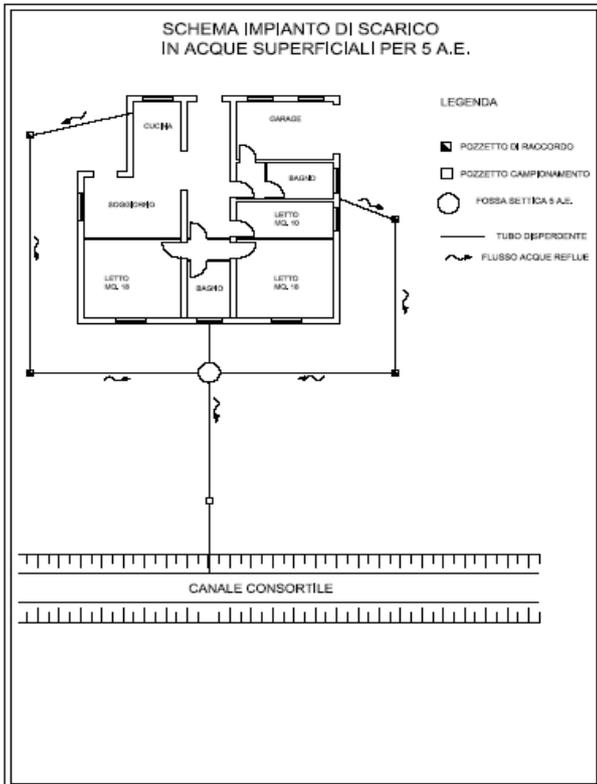
A seguito dell'ottenimento dell'autorizzazione allo scarico rilasciata dal Comune dovrà essere presentata, al competente Consorzio, la documentazione necessaria per ottenere la concessione allo scarico. La concessione allo scarico rilasciata dal Consorzio non rappresenta e non sostituisce, ai sensi della normativa vigente, l'autorizzazione allo scarico che, si ricorda, deve essere rilasciata con un atto amministrativo del competente Comune, pertanto si fa presente che se si è in possesso della concessione rilasciata dal Consorzio ma non si è ottenuta l'autorizzazione allo scarico da parte del Comune si è punibili con le sanzioni Di seguito si riporta uno schema dimostrativo del sistema di depurazione per impianti al servizio di unità immobiliari di consistenza pari a 5 AE;



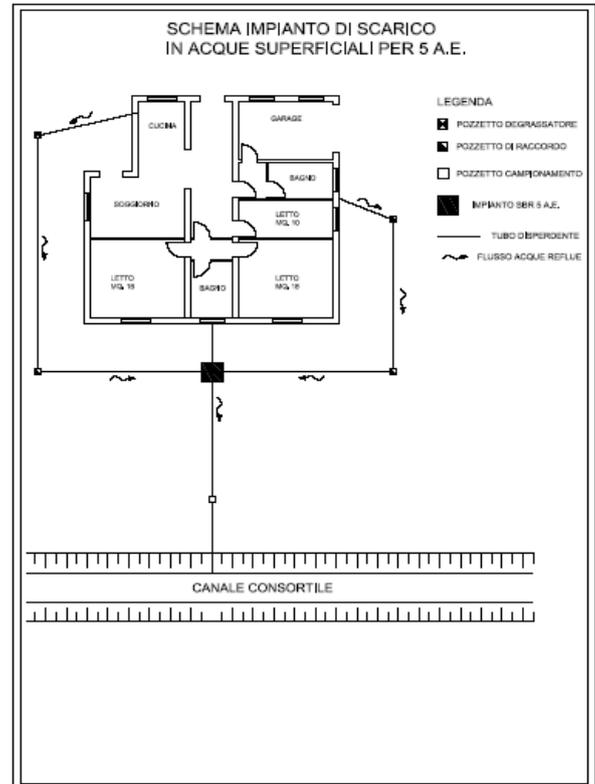
Schema 1



Schema 2



Schema 1a



Schema 2a

Il sistema nello Schema1 prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di un pozzetto degrassatore, vasca Imhoff e di un filtro batterico anaerobico da almeno 5 A.E..

Il sistema nello Schema2 prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di un pozzetto degrassatore, vasca Imhoff e di una vasca ad ossidazione totale da almeno 5 A.E.

Il sistema nello Schema1a prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di una fossa settica e di un filtro batterico anaerobico da almeno 5 A.E..

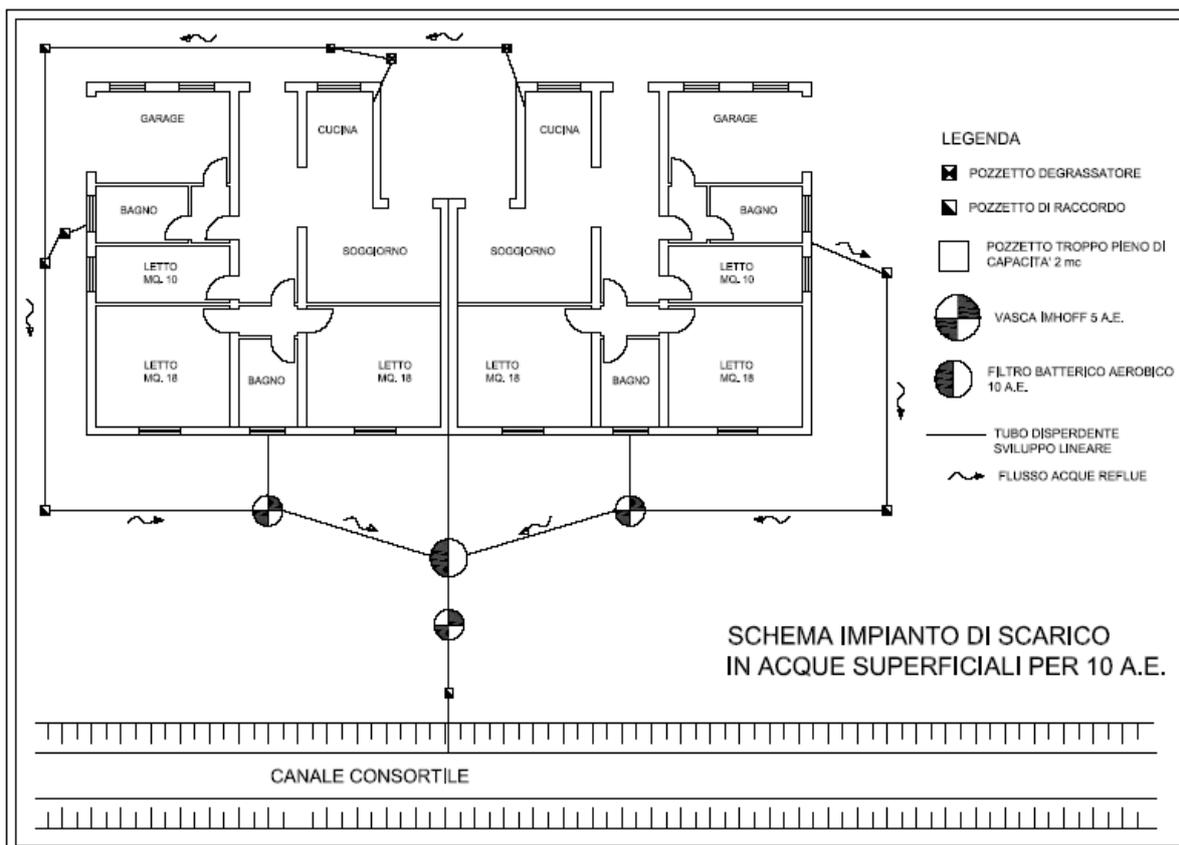
Il sistema nello Schema2a prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di un pozzetto de grassatore e di un impianto SBR o equivalenti da almeno 5 A.E.

In alternativa allo Schema2a può essere realizzato uno sistema equivalente, denominato Schema2b che prevede l'utilizzo di un pozzetto de grassatore e di un impianto di depurazione monoblocco.

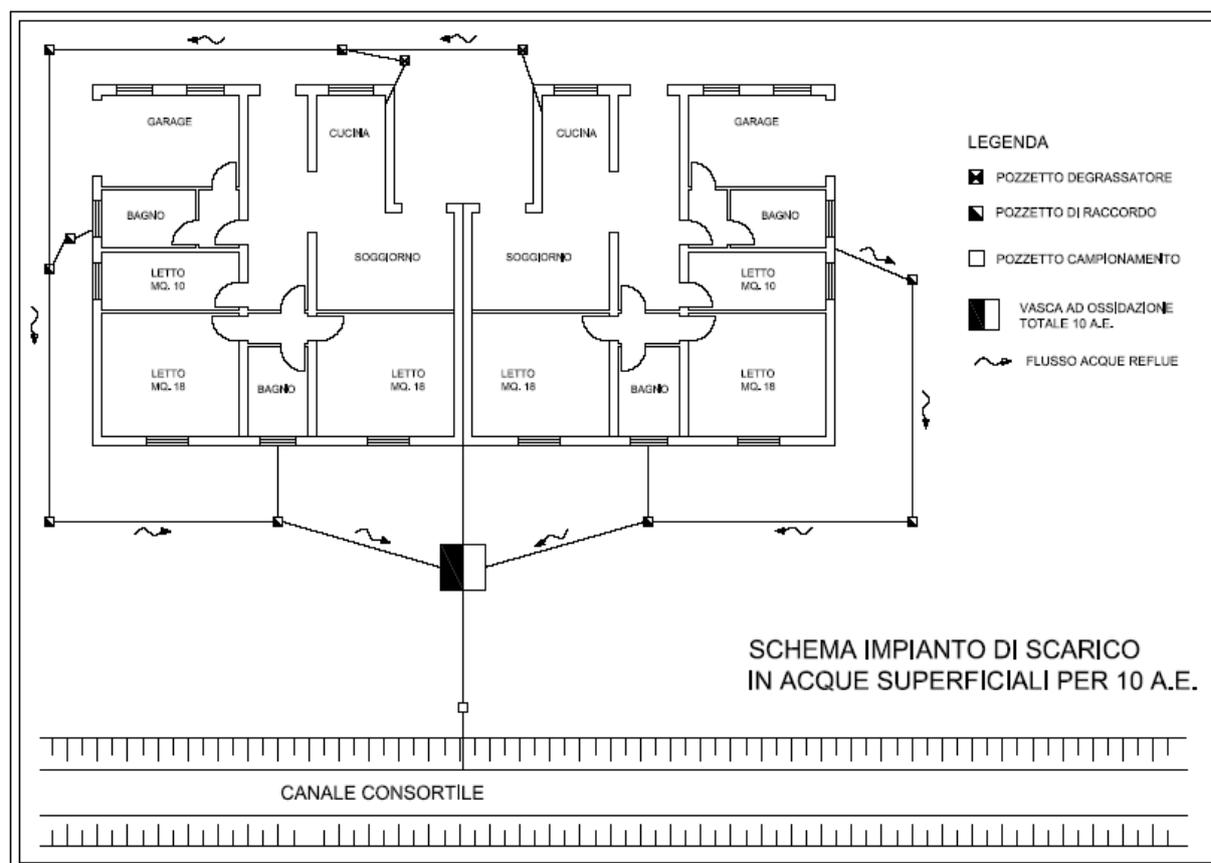
Sistema di depurazione	Capacità A.E.	Spese Istruttorie	Spese tecniche	Costo fornitura e posa in opera standard	Totale
Schema 1	5	170,00 €	600,00 €	5.250 €	6.020,00 €
Schema 1a	5	170,00	600,00	4.700 €	5.470,00 €
Schema 2	5	170,00 €	600,00 €	5.250 €	6.020,00 €
Schema 2a	5	170,00	600,00	5.400 €	6.170,00 €
Schema 2b	5	170,00	600,00	5.000 €	5.770,00 €



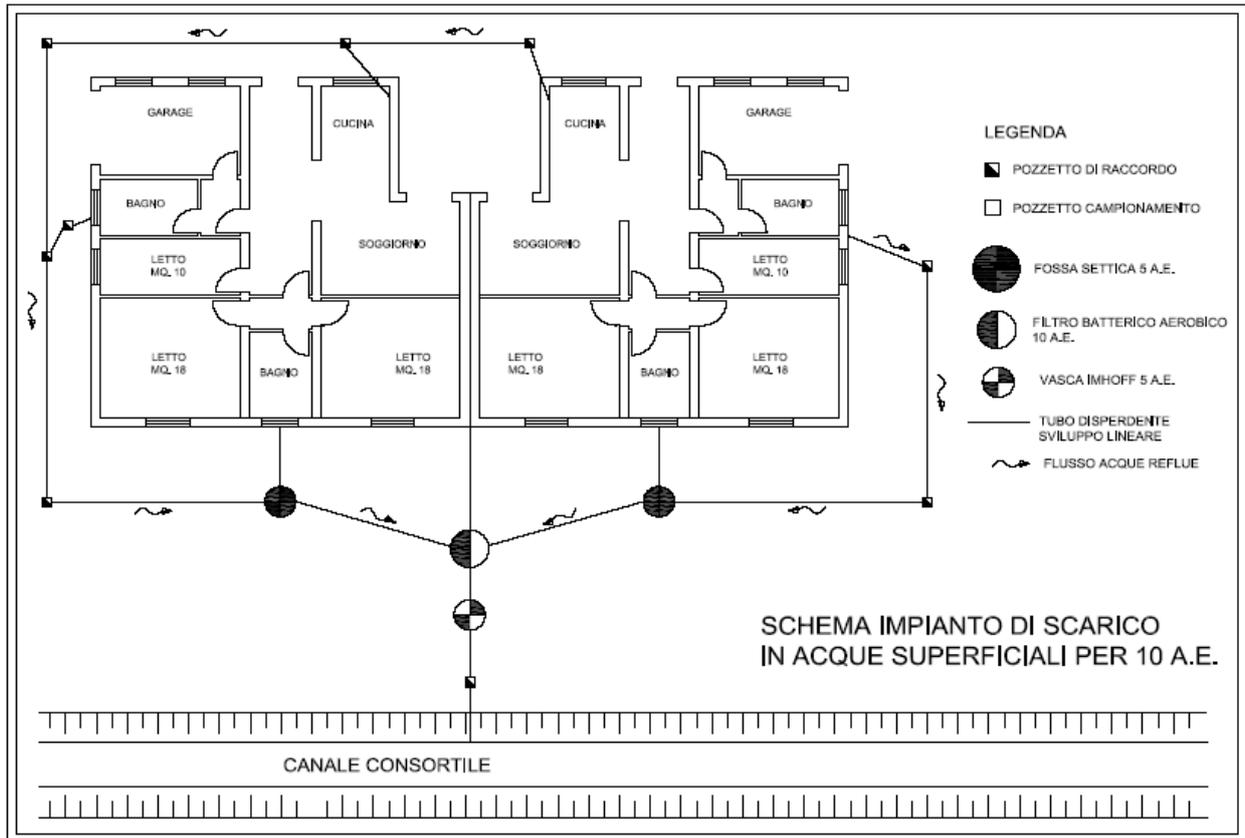
Fossa Imhof



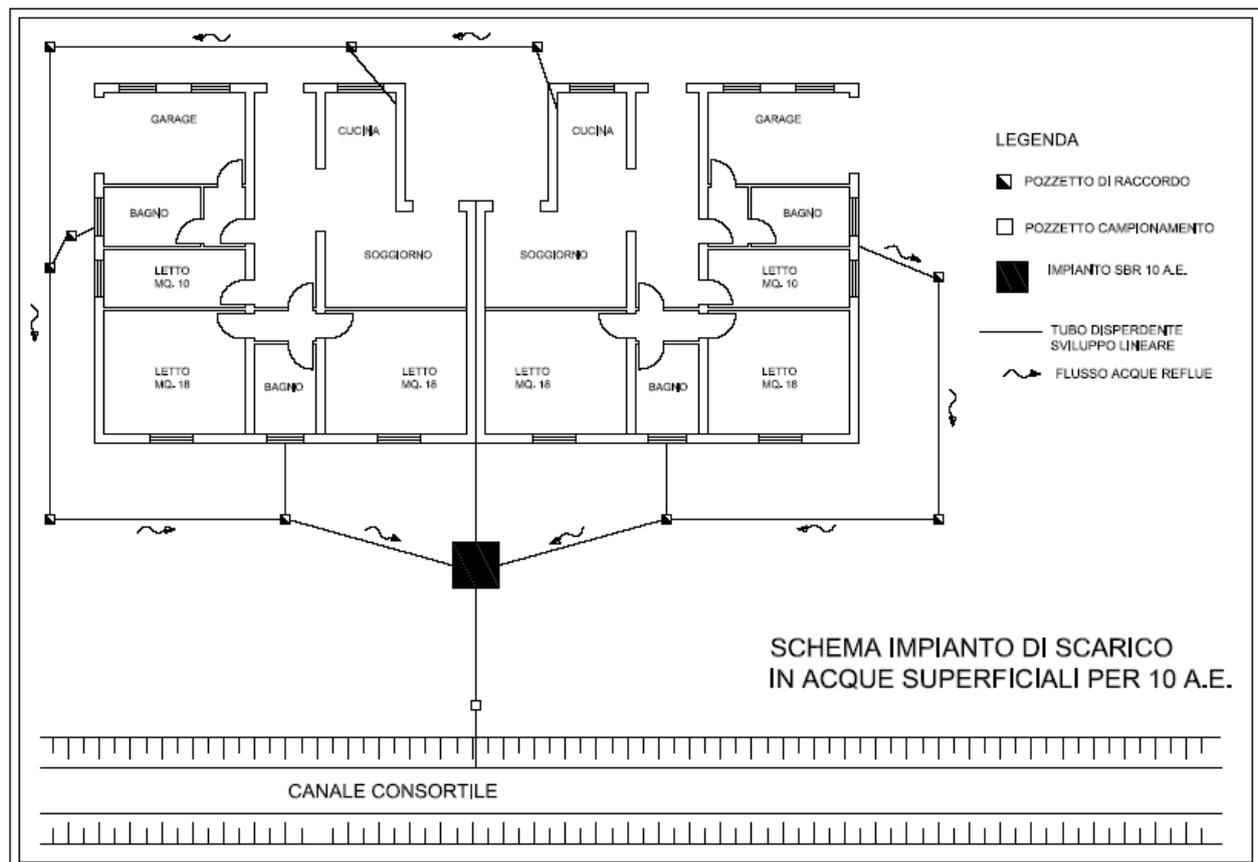
Schema 3



Schema 4



Schema 3a



Schema 4a

Il sistema nello Schema3 prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di un pozzetto degrassatore, due vasche Imhoff da 5 A.E. o in alternativa un'unica vasca

Il sistema nello Schema4 prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di una pozzetto degrassatore e di una vasca ad ossidazione totale da almeno 10 A.E.

Il sistema nello Schema3a prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di due fosse settiche da 5 A.E. e di un filtro batterico aerobico da almeno 10 A.E. e prima dello scarico una vasca Imhoff da 5 A.E..

Il sistema nello Schema4a prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di un impianto SBR o equivalenti da almeno 10 A.E.

In alternativa allo Schema3a può essere realizzato uno sistema equivalente, denominato Schema3b che prevede l'utilizzo di un pozzetto degrassatore da 10 A.E. due fosse settiche o vasche Imhoff da 5 A.E. o in alternativa un'unica fossa settica o Vasca Imhoff da 10 A.E. e biofiltro da 10 A.E..

In alternativa allo Schema4a può essere realizzato uno sistema equivalente, denominato Schema4b che prevede l'utilizzo di un pozzetto de grassatore da 10 A.E. e un impianto di depurazione monoblocco da almeno 10 A.E.

Sistema di depurazione	Capacità 10 A.E.	Spese Istruttorie	Spese tecniche	Costo fornitura e posa in opera standard	Totale
Schema 3	10	170,00 €	600,00 €	11.250 €	12.020,00 €
Schema 3a	10	170,00 €	600,00 €	12.500 €	13.270,00 €
Schema 4	10	170,00 €	600,00 €	5.800 €	6.570,00 €
Schema 4 a	10	170,00 €	600,00 €	7.500 €	8.270,00 €
Schema 3b	10	170,00 €	600,00 €	10.500,00 €	11.270,00 €
Schema 4b	10	170,00 €	600,00 €	7.000,00 €	7.770,00 €

5.7 Scarichi a Suolo con Subirrigazione

Questo sistema di trattamento delle acque reflue consiste nell'immissione nel terreno del liquame stesso, tramite apposite tubazioni, poste direttamente sotto la superficie del terreno ove viene assorbito e gradualmente degradato biologicamente

in condizioni aerobiche. Il liquame chiarificato, proveniente dalla vasca imhoff mediante una condotta a tenuta, perviene in un pozzetto, anch'esso a tenuta, dotato di sifone di cacciata che serve a garantire una distribuzione uniforme del liquame lungo tutta la condotta disperdente e consente un certo intervallo tra una immissione e l'altra nella rete di subirrigazione in modo da agevolare la dispersione e l'ossigenazione. La condotta va posta in trincea di adeguata profondità, non inferiore a 60 cm e non superiore a 80 cm, con larghezza alla base di almeno 40 cm. Il fondo della trincea per almeno 30 cm è occupato da un letto di pietrisco di tipo lavato e di pezzatura 40/70 mm. La condotta disperdente viene collocata al centro del letto di pietrisco. La parte superiore della massa ghiaiosa prima di essere ricoperta con il terreno di scavo, deve essere protetta con uno strato di materiale adeguato (tessuto non tessuto) che impedisca l'intasamento dei fori del condotto con le particelle di terreno. La sommità della trincea, a lavoro ultimato, deve essere rialzata rispetto al piano campagna in modo da evitare ristagni e infiltrazioni di acque meteoriche. In presenza di falda acquifera la distanza tra il fondo della trincea disperdente e il livello massimo della falda non deve essere inferiore a 1 m (quota minima della falda pari a - 1.80 m). La condotta disperdente è realizzata preferibilmente in elementi tubolari continui in P.V.C. di diametro variabile da 100 a 120 mm e con fessure, praticate inferiormente e perpendicolarmente all'asse del tubo, distanziate 20 - 40 cm e larghe 1 - 2 cm, tale condotta deve avere una pendenza variabile tra lo 0.2% e 0.5%. Lo sviluppo della condotta disperdente è variabile, per ogni utente servito, in ragione del tipo di terreno disponibile, in particolare per quanto riguarda la progettazione degli impianti di scarico in subirrigazione si conviene che la lunghezza della condotta disperdente deve essere calcolata considerando i seguenti coefficienti a seconda del terreno disponibile:

- pietrisco o materiale leggero di riporto: 2 m/ab;
- Sabbia grossa o pietrisco: 3 m/ab;
- Sabbia limosa: 5 m/ab;
- Limo con sabbia: 6 - 7 m/ab;
- Limo con argilla: 8 - 9 m/ab;
- Argilla limosa: 10 m/ab;
- Argilla compatta: non adatto.

La definizione delle caratteristiche del terreno a disposizione e la definizione del coefficiente dovranno essere documentate in una apposita relazione geologica redatta da un tecnico competente. Lo sviluppo complessivo della subirrigazione viene calcolato moltiplicando il fattore che definisce lo sviluppo lineare per abitante definito nella relazione geologica per il numero degli abitanti equivalenti. Per ragioni igieniche e funzionali le trincee con condotte disperdenti devono essere collocate lontano da fabbricati, aree pavimentate o sistemate in modo da impedire il passaggio dell'aria nel terreno. A tale riguardo si possono indicare le seguenti distanze da rispettare:

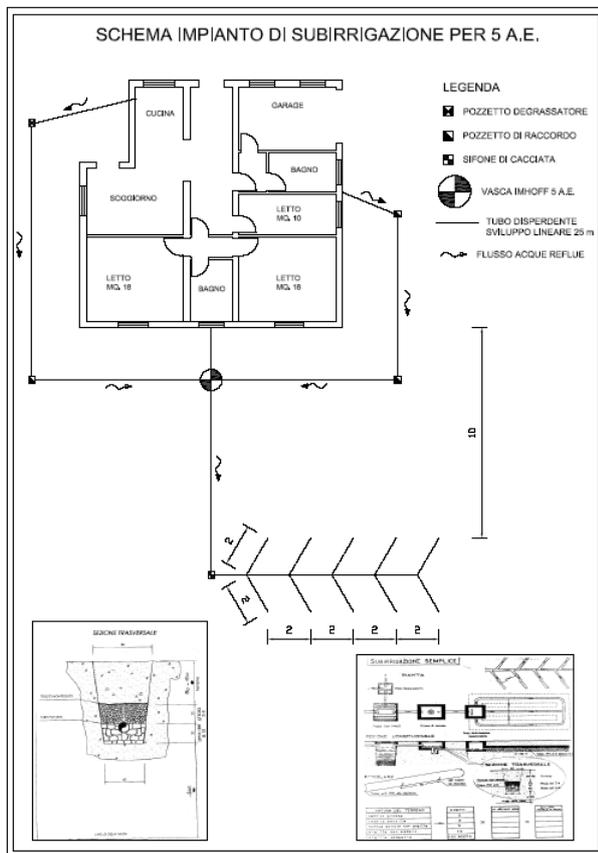
- Dai fabbricati o magazzini, garage 10 m
- Dai confini di proprietà 2 – 3 m
- Pozzi, condotte, serbatoio o altre opere private al servizio di acqua potabile 30 m
- Pozzi, condotte, serbatoio o altre opere pubbliche al servizio di acqua potabile 200 m

Nel corso dell'esercizio si dovrà verificare che:

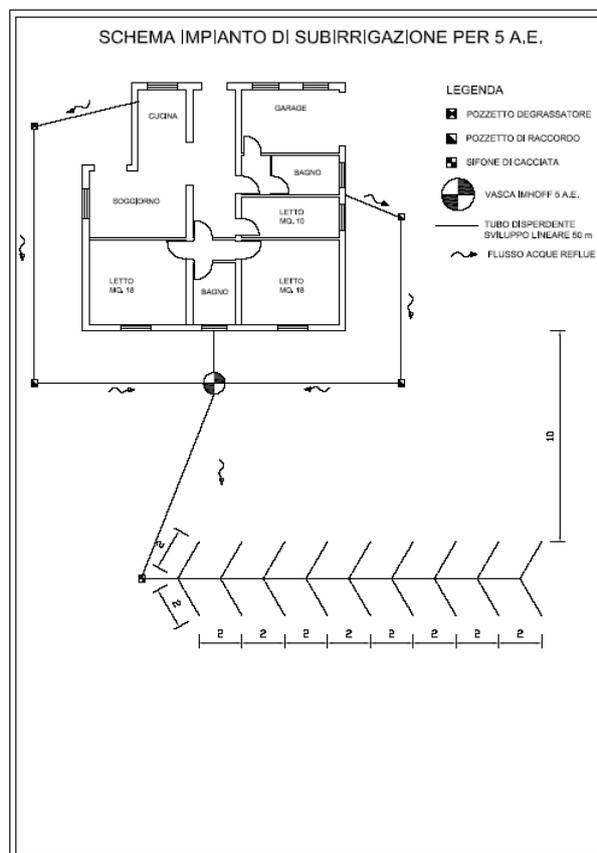
- Non aumentino gli abitanti serviti, nel caso serve nuova autorizzazione;
- Il sifone di cacciata funzioni regolarmente;
- Non si verificano fenomeni di impaludamento superficiale;
- Non vi siano fenomeni di intasamento del terreno disperdente;
- Non si verifichi un innalzamento della falda.

La documentazione necessaria per la presentazione dell'istanza per l'ottenimento dell'autorizzazione allo scarico è la seguente:

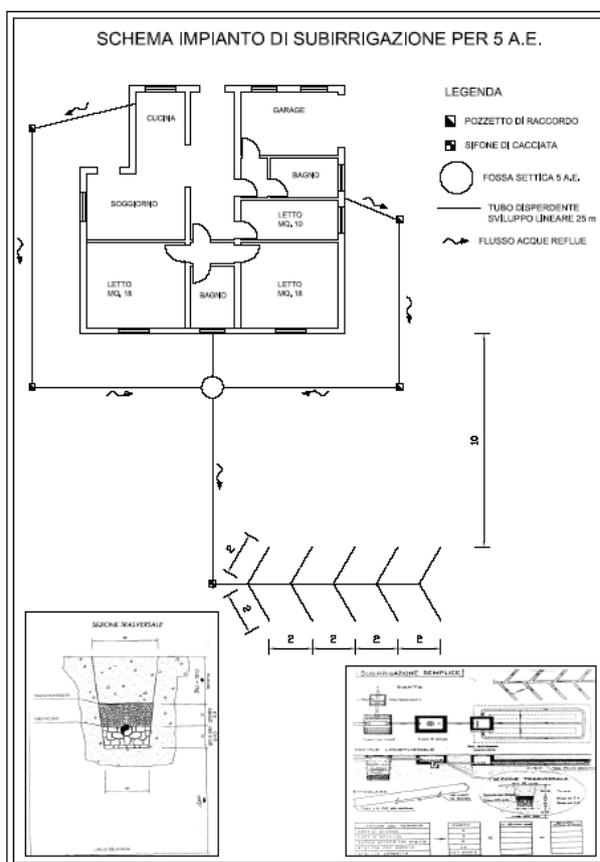
- N. 3 planimetrie originali dello schema fognante in scala 1:100 o 1:200 con firma in originale del richiedente l'autorizzazione e del tecnico progettista;
- N.2 copie relazione tecnica originali ed esauriente, con firma in originale del tecnico progettista;
- N.2 stralci topografici in scala 1:10000 dei corpi idrici limitrofi;
- N.2 copie della relazione idrogeologica con firma in originale del tecnico specificatamente abilitato.
- Dichiarazione (ove necessaria) da parte dei proprietari confinanti della disponibilità all'attraversamento o al contenimento delle opere.



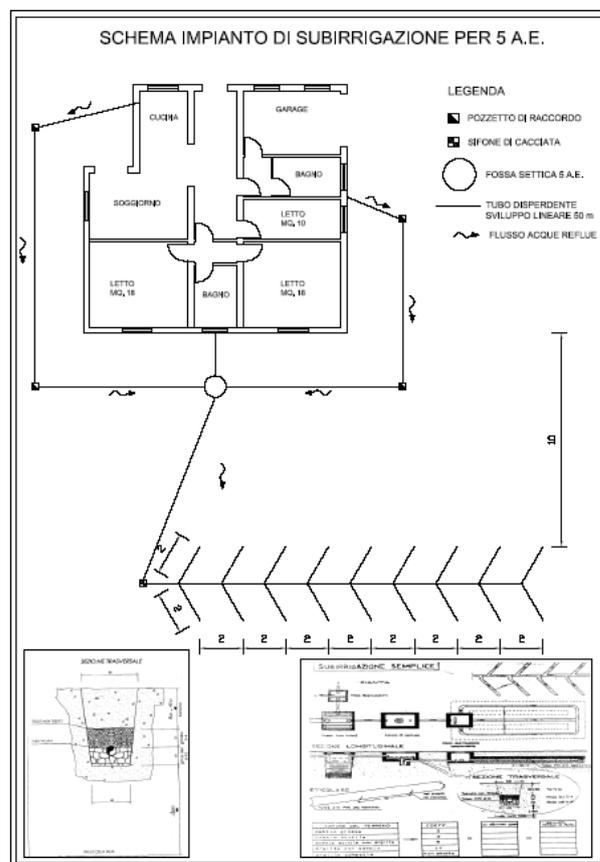
Schema 6 subirrigazione 5 A.E. condotta disperdente L= 25 m



Schema 7 subirrigazione 5 A.E. condotta disperdente L = 50 m



Schema 6a subirrigazione 5 A.E. condotta disperdente L = 25 m



Schema 7a subirrigazione 5 A.E. condotta disperdente L = 50 m

Il sistema nello Schema6 prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di un pozzetto degrassatore, vasca Imhoff da 5 A.E. e di una condotta disperdente della lunghezza complessiva di 25 m.

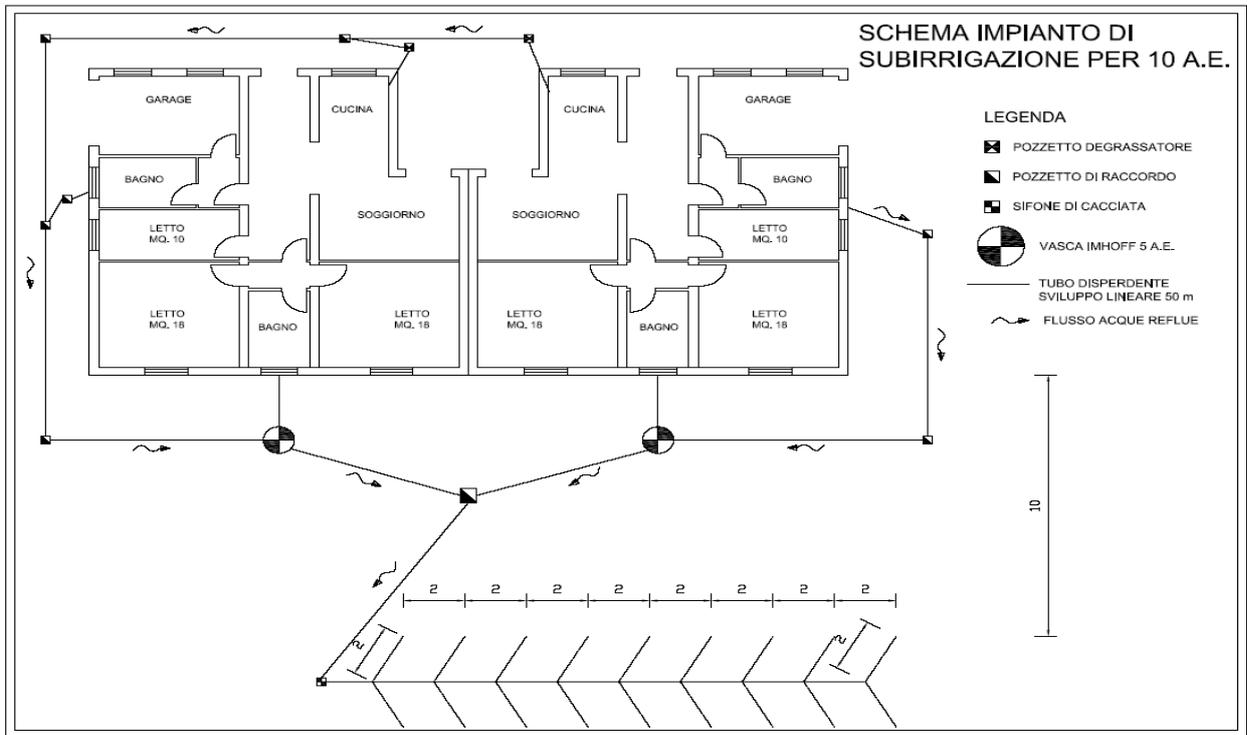
Il sistema nello Schema7 prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di un pozzetto degrassatore, vasca Imhoff da 5 A.E. di una condotta disperdente della lunghezza complessiva di 50 m.

Il sistema nello Schema6a prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di una fossa settica da 5 A.E. e di una condotta disperdente della lunghezza complessiva di 25 m.

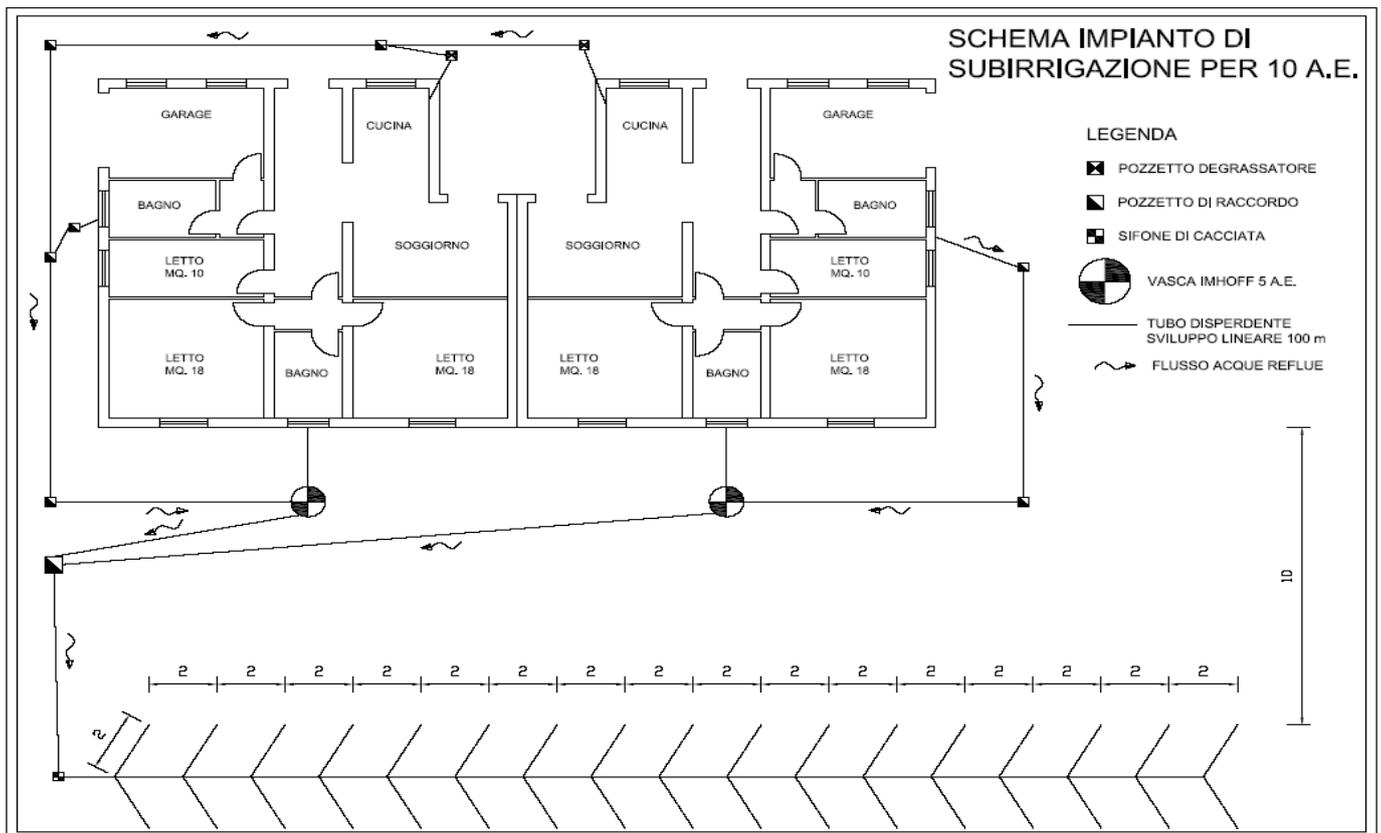
Il sistema nello Schema7a prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di una fossa settica da 5 A.E. e di una condotta disperdente della lunghezza complessiva di 50 m.

Sistema di depurazione	Capacità A.E. 5	Spese Istruttorie	Spese tecniche	Costo fornitura e posa in opera standard	Totale
Schema 6	5	170,00 €	600,00 € + 450,00 €	5.800 €	7.020,00 €
Schema 6a	5	170,00 €	600,00 € + 450,00 €	5.800 €	7.020,00 €
Schema 7	5	170,00 €	600,00 € + 450,00 €	6.600 €	7.820,00 €
Schema 7a	5	170,00 €	600,00 € + 450,00 €	6.600 €	7.820,00 €

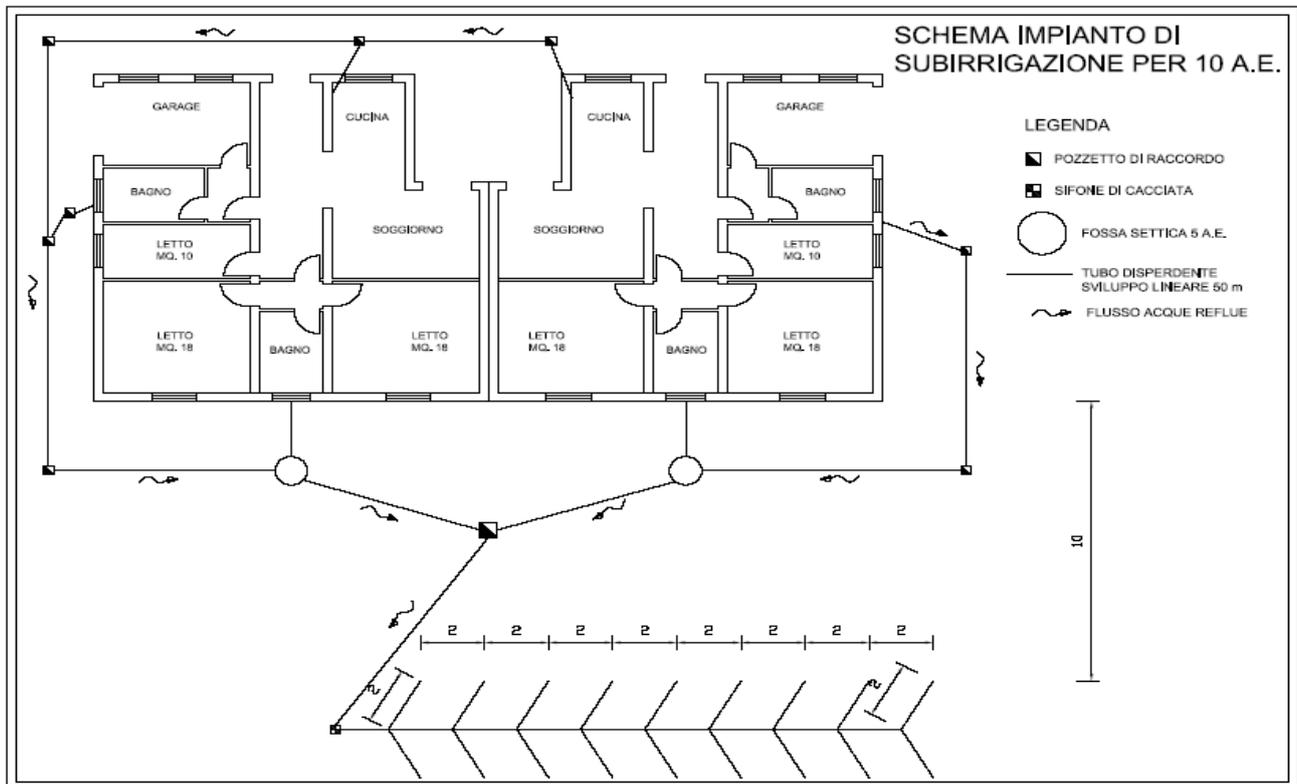
Di seguito si riporta uno schema dimostrativo del sistema di depurazione per impianti al servizio di unità immobiliari di consistenza pari a 10 A.E considerando un coefficiente in funzione della tipologia di terreno di 5 mq/AE e 10 mq/AE::



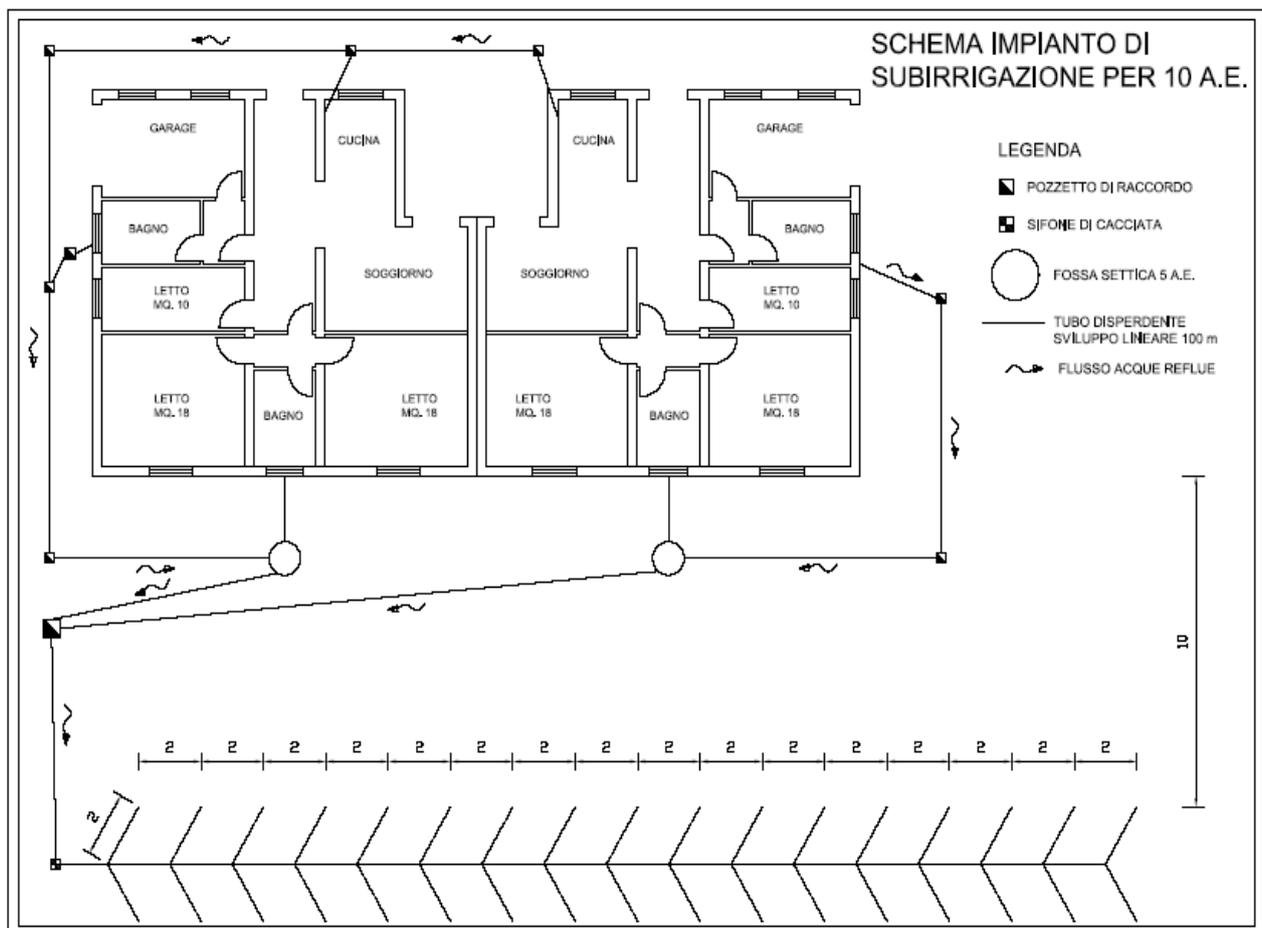
Schema 8 subirrigazione 10 A.E. condotta disperdente L = 50 m



Schema 9 subirrigazione 10 A.E. condotta disperdente L= 100m



Schema 8a subirrigazione 10 A.E. condotta disperdente 50 m



Schema 9a subirrigazione 10 A.E. condotta disperdente L = 100 m

Il sistema nello Schema8 prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di due pozzetti degrassatori, due vasche Imhoff da 5 A.E, in alternativa può essere utilizzata una vasca Imhoff da 10 A.E. che raccoglie le acque reflue derivanti dall'intero immobile e di una condotta disperdente della lunghezza complessiva di 50 m.

Il sistema nello Schema9 prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, l'utilizzo di due pozzetti degrassatori, due vasche Imhoff da 5 A.E, in alternativa può essere utilizzata una vasca Imhoff da 10 A.E che raccoglie le acque reflue derivanti dall'intero immobile e di una condotta disperdente della lunghezza complessiva di 100 m.

Il sistema nello Schema8a prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di due fosse settiche da 5 A.E., in alternativa può essere utilizzata una vasca Imhoff da 10 A.E che raccoglie le acque reflue derivanti dall'intero immobile e di una condotta disperdente della lunghezza complessiva di 50 m.

Il sistema nello Schema9a prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, di due fosse settiche da 5 A.E., in alternativa può essere utilizzata una vasca Imhoff da 10 A.E che raccoglie le acque reflue derivanti dall'intero immobile e di una condotta disperdente della lunghezza complessiva di 100 m.

Sistema di depurazione	Capacità A.E. 10	Spese Istruttorie	Spese tecniche	Costo fornitura e posa in opera standard	Totale
Schema 8	10	170,00 €	600,00 € + 450,00 €	7.700 €	8.920,00 €
Schema 8a	10	170,00 €	600,00 € + 450,00 €	7.700 €	8.920,00 €
Schema 9	10	170,00 €	600,00 € + 450,00 €	9.700 €	10.920,00 €
Schema 9a	10	170,00 €	600,00 € + 450,00 €	9.700 €	10.920,00 €

5.8 Scarichi a Suolo con Fitodepurazione

La fitodepurazione è un sistema che utilizza arbusti, piante e fiori in alternativa ai tradizionali sistemi depurativi. Nei sistemi di fitodepurazione gli inquinanti sono rimossi mediante complessi processi biologici e chimico – fisici tra i quali molto importante è la cooperazione tra piante e microrganismi presenti nel terreno. La capacità di depurazione dei bacini dipende:

- Dall'apporto di ossigeno dalle foglie delle piante alle radici;
- Dall'azione assorbente delle radici delle piante;
- Dal potere depurativo della biomassa in vicinanza delle radici processi aerobici e di nitrificazione;
- Dall'assimilazione di sostanze organiche e nutrienti da parte delle piante per la sintesi proteica.

I sistemi di depurazione si suddividono in due tipi:

- Fitodepurazione con sistema sub-superficiale a flusso orizzontale;
- Fitodepurazione con sistema sub-superficiale a flusso verticale.

Il vassoio assorbente è costituito da una vasca o bacino a tenuta stagna in muratura, in cls, o in materiale plastico prefabbricato o con un telo HDPE, con il fondo orizzontale a perfetto livello situato a circa 70 – 80 cm sotto il livello del p.c. Il contenitore viene riempito a partire dal fondo con uno strato di ghiaione lavato 40/70 mm per uno spessore di 15 – 20 cm, onde facilitare la ripartizione del liquame, e successivamente uno strato di ghiaietto lavato (10/20 mm) dello spessore di 15 cm come supporto delle radici. Su questo strato viene posto un telo “tessuto non tessuto” e uno strato di ricopertura dello spessore di 40 – 50 cm di una miscela costituita dal 50% di terreno vegetale e 50% di torba su cui saranno messe a dimora le piante. Nella fitodepurazione con sistema sub-superficiale a flusso orizzontale il refluo da trattare viene immesso in una condotta disperdente posta a circa 15 – 20 cm dal fondo del vassoio. Nella fitodepurazione con sistema sub-superficiale a flusso verticale il refluo viene immesso nel vassoio attraverso una condotta disperdente posta a circa 50 – 60 cm dal fondo del vassoio. Sul fondo del bacino viene posta la condotta di captazione che raccoglie le acque depurate, tale tubazione è costituita da un tubo drenante che raccoglie le acque depurate dai processi biologici che si

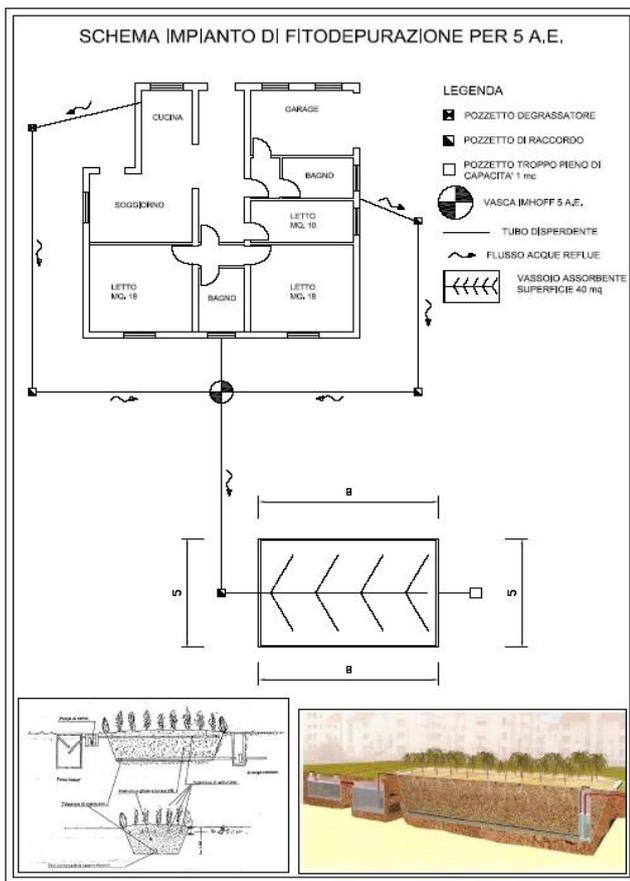
innescano nella massa filtrante costituita da terreno e ghiaia. A valle dei entrambi i due sistemi deve essere posto un pozzetto di troppo pieno, che funge anche da torrino piezometrico e consente di valutare l'efficienza del sistema, della capacità di almeno un m³. Le acque contenute nel pozzetto di troppo pieno possono essere impiegate per irrigare il giardino, lavaggio delle auto, non possono essere utilizzate per l'irrigazione di campi con produzione di alimenti per il consumo umano. Entrambi i sistemi dovranno essere progettati dimensionando il vassoio assorbente considerando una superficie per abitante equivalente pari a 7 – 8 m²/A.E, che può essere ridotta a 5 – 6 m²/A.E. nel caso in cui il sistema sia dotato di un sistema di ricircolo. La documentazione necessaria per la presentazione dell'istanza per l'ottenimento dell'autorizzazione allo scarico è la seguente:

- N. 3 planimetrie originali dello schema fognante in scala 1:100 o 1:200 con firma in originale del richiedente l'autorizzazione e del tecnico progettista;
- N.2 copie relazione tecnica originali ed esauriente, con firma in originale del tecnico progettista;
- N.2 stralci topografici in scala 1:10000 dei corpi idrici limitrofi;
- Dichiarazione (ove necessaria) da parte dei proprietari confinanti della disponibilità all'attraversamento o al contenimento delle opere.

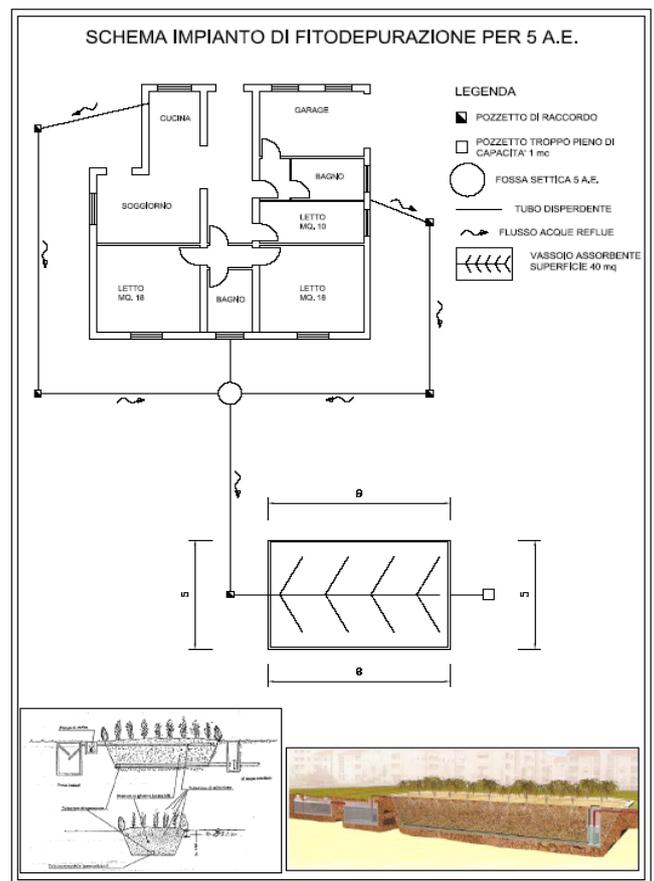
Di seguito si riporta uno schema dimostrativo del sistema di depurazione per impianti al servizio di unità immobiliari di consistenza pari a 5 A.E:



Effetti della Fitodepurazione



Schema 10 fitodepurazione 5 A.E.



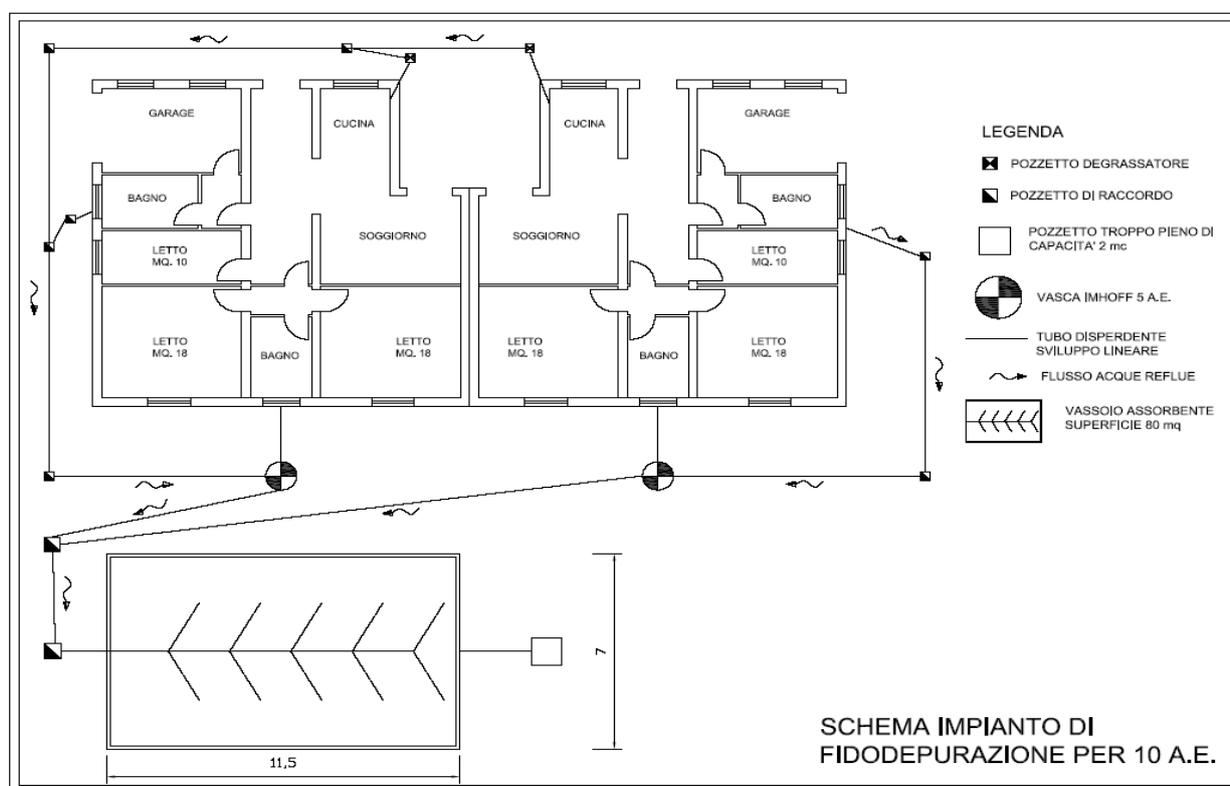
Schema10a fitodepurazione 5 A.E.

Il sistema nello Schema10 prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, l'utilizzo di un pozzetto degrassatore, una vasca Imhoff da 5 A.E e di un vassoio adsorbente della superficie di 40 m², calcolata considerando una superficie per A.E. pari a 8 m²/A.E., in uscita del vassoio adsorbente dovrà essere collocato un pozzetto di troppo pieno della capacità di circa 1 m³.

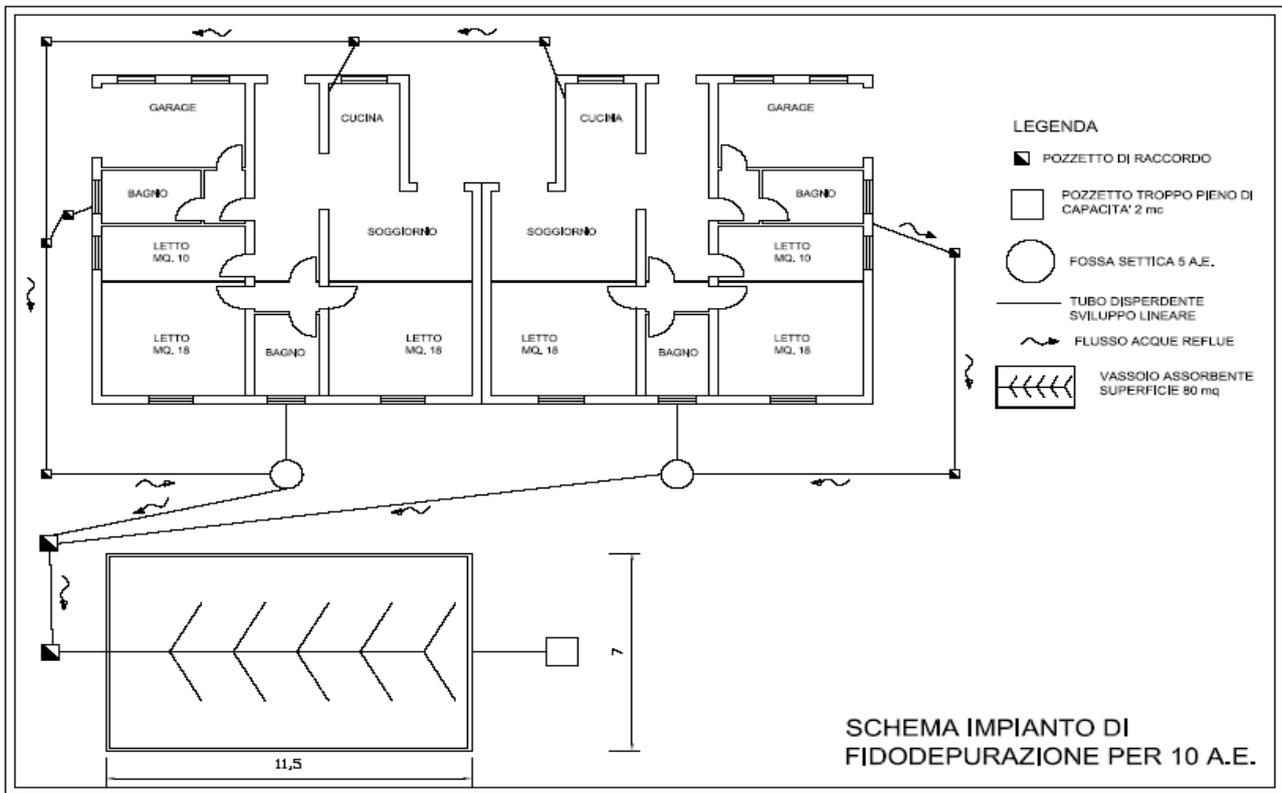
Il sistema nello Schema10a prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, l'utilizzo di un pozzetto degrassatore, una fossa settica e di un vassoio adsorbente della superficie di 40 m², calcolata considerando una superficie per A.E. pari a 8 m²/A.E., in uscita del vassoio adsorbente dovrà essere collocato un pozzetto di troppo pieno della capacità di circa 1 m³.

Sistema di Depurazione	Capacità A.E.	Spese Istruttorie	Spese tecniche	Costo fornitura e posa in opera standard	Totale
Schema 10	5	170,00 €	650,00 €	12.000 €	12.820,00 €
Schema 10°	5	170,00 €	650,00 €	12.000 €	12.820,00 €

Di seguito si riporta uno schema dimostrativo del sistema di depurazione per impianti al servizio di unità immobiliari di consistenza pari a 10 A.E.:



Schema11 fitodepurazione 10 A.E.



Schema11a fitodepurazione 10 A.E.

Il sistema nello Schema11 prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, l'utilizzo di due pozzetti degrassatori, due vasche Imhoff da 5 A.E., in alternativa può essere utilizzata una vasca Imhoff da 10 A.E. che raccoglie le acque reflue derivanti dall'intero immobile e di un vassoio adsorbente della superficie di 80 m², calcolata considerando una superficie per A.E. pari a 8 m²/A.E., in uscita del vassoio adsorbente dovrà essere collocato un pozzetto di troppo pieno della capacità di circa 2 m³.

Il sistema nello Schema11a prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, l'utilizzo di due pozzetti degrassatori, due fosse settiche da 5 AE o una da 10 AE che raccoglie le acque reflue derivanti dall'intero immobile e di un vassoio adsorbente della superficie di 80 m², calcolata considerando una superficie per A.E. pari a 8 m²/A.E., in uscita del vassoio adsorbente dovrà essere collocato un pozzetto di troppo pieno della capacità di circa 2 m³.

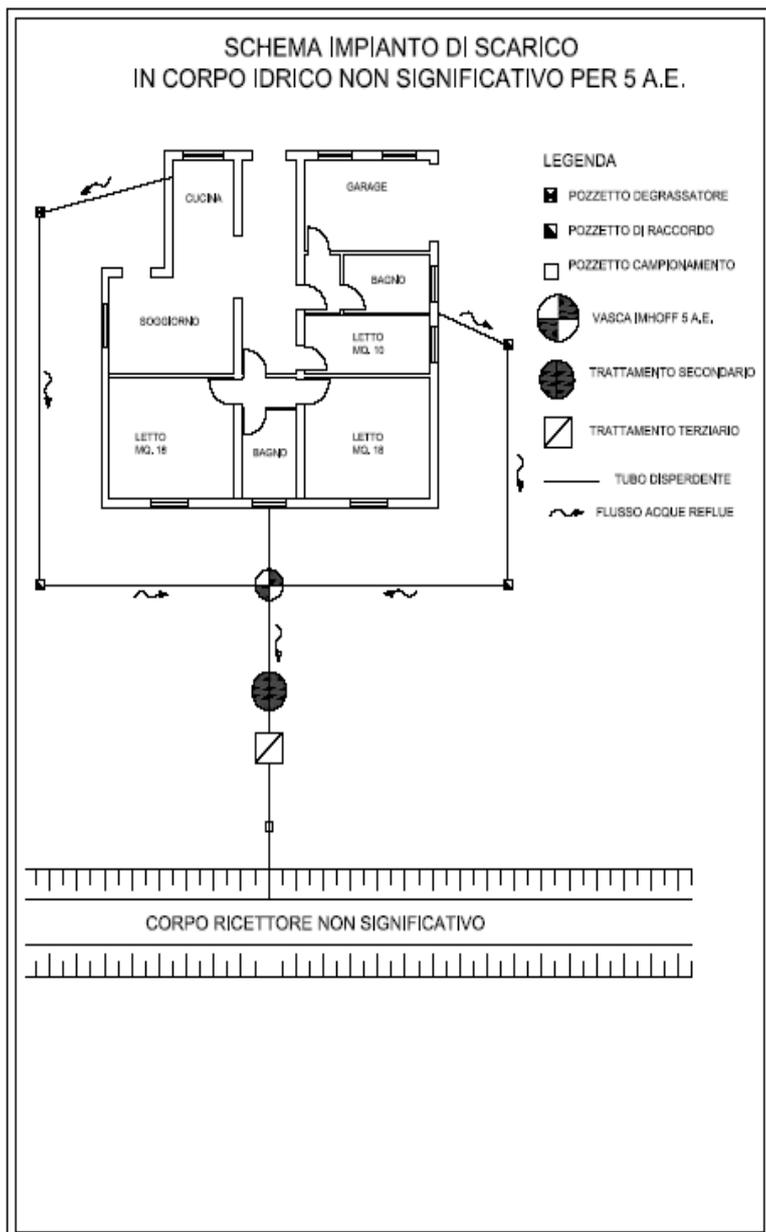
Sistema di depurazione	Capacità A.E.	Spese Istruttorie	Spese tecniche	Costo fornitura e posa in opera standard	Totale
Schema 11	10	170,00 €	650,00 €	19.000 €	19.820,00 €
Schema 11a	10	170,00 €	650,00 €	19.000 €	19.820,00 €

5.9 Sistemi di Depurazione in Caso di Piccoli Spazi a Disposizione

Per situazioni particolari si intendono quei casi nei quali si ha:

- assenza di un corso idrico significativo nelle vicinanze o impossibilità tecnica a collegarsi;
- impossibilità di realizzare la subirrigazione in quanto la quota della falda posta a un livello inferiore a 1.80 m dal piano campagna;
- mancanza di disponibilità di adeguate superfici per la realizzazione della fitodepurazione.

In tali casi lo scarico delle acque reflue domestiche potrà avvenire in corpi idrici definiti non significativi (scoline interpoderali, fossi di guardia, fossetti tombinati, ecc.). I sistemi di depurazione utilizzati dovranno quindi essere dimensionati in maniera tale da garantire la depurazione delle acque in ingresso e lo scarico di un effluente che rispetti i suddetti limiti. Si riporta di seguito uno schema dimostrativo del sistema di depurazione per impianti al servizio di unità immobiliari di consistenza pari a 5 A.E:



Il sistema nello Schema 12 rappresenta lo schema generale che può essere utilizzato in questi casi specifici che prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, l'utilizzo di un pozzetto degrassatore, una vasca Imhoff da 5 A.E, un trattamento secondario, che può essere effettuato tramite filtro batterico anaerobico, vasca ad ossidazione totale o impianto SBR e da un trattamento terziario effettuato attraverso micro filtro, filtro in sabbia o in ghiaia o fitodepurazione. Si riportano di seguito in dettaglio le varie combinazioni possibili della linea di depurazione da utilizzare in questi casi specifici che verranno quotate:

Schema12 Scarico in corso idrico non Significativo 5 A.E.

Schema12a: sistema costituito da pozzetto degrassatore, una vasca Imhoff da 5 A.E, filtro batterico anaerobico da 5 A.E. e micro filtro o filtro in sabbia o in ghiaia o fitodepurazione;

Schema12b: sistema costituito da pozzetto degrassatore, una vasca Imhoff da 5 A.E, vasca ad ossidazione totale da 5 A.E. e micro filtro o filtro in sabbia;

Schema12c: sistema costituito da pozzetto degrassatore, impianto SBR da 5 A.E. e micro filtro o filtro in sabbia;

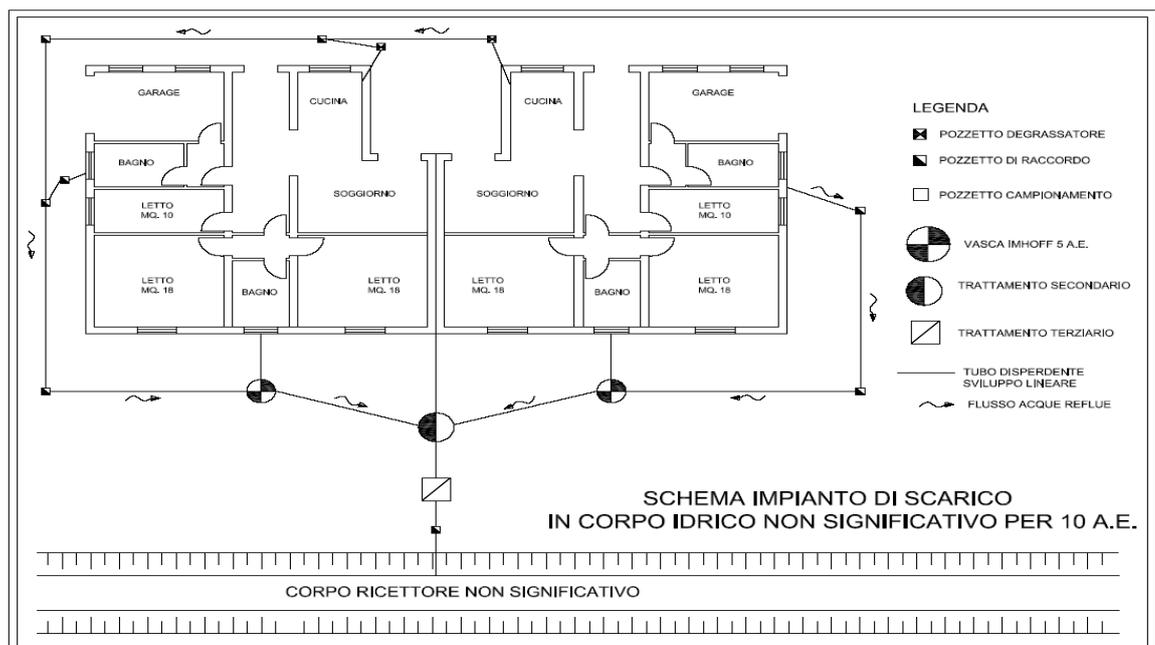
Schema12d: sistema costituito da pozzetto degrassatore, una vasca Imhoff da 5 A.E, filtro batterico anaerobico da 5 A.E. e fitodepurazione dimensionata considerando $2 - 3 \text{ m}^2/\text{A.E.}$;

Schema12e: sistema costituito da pozzetto degrassatore, una vasca Imhoff da 5 A.E, vasca ad ossidazione totale da 5 A.E. e fitodepurazione dimensionata considerando $2 - 3 \text{ m}^2/\text{A.E.}$;

Schema12f: sistema costituito da pozzetto degrassatore, impianto SBR da 5 A.E. e fitodepurazione dimensionata considerando $2 - 3 \text{ m}^2/\text{A.E.}$;

Sistema di depurazione	Capacità A.E.5	Spese Istruttorie	Spese tecniche	Costo fornitura e posa in opera standard	Totale
Schema 12°	5	170,00 €	600,00 €	6.000 €	6.770,00 €
Schema 12b	5	170,00 €	600,00 €	6.000 €	6.770,00 €
Schema 12c	5	170,00 €	600,00 €	12.000 €	12.770,00 €
Schema 12d	5	170,00 €	600,00 €	8.000 €	8.770,00 €
Schema 12e	5	170,00 €	600,00 €	8.000 €	8.770,00 €
Schema 12f	5	170,00 €	600,00 €	14.000 €	14.770,00 €

Di seguito si riporta uno schema dimostrativo del sistema di depurazione per impianti al servizio di unità immobiliari di consistenza pari a 10 A.E



Schema 13 Scarico in corso idrico non significativo 10 A.E.

Il sistema nello Schema13 rappresenta lo schema generale che può essere utilizzato in questi casi specifici che prevede l'utilizzo, come linea di depurazione, l'utilizzo di un pozzetto degrassatore, due vasche Imhoff da 5 A.E o in alternativa una vasca Imhoff da 10 A.E., un trattamento secondario, che può essere effettuato tramite filtro batterico anaerobico, vasca ad ossidazione totale o impianto SBR e da un trattamento terziario effettuato attraverso micro filtro, filtro in sabbia o in ghiaia o fitodepurazione. Si riportano di seguito in dettaglio le varie combinazioni possibili della linea di depurazione da utilizzare in questi casi specifici che verranno quotate:

Schema13a: sistema costituito da pozzetto degrassatore, due vasche Imhoff da 5A.E o in alternativa una vasca Imhoff da 10 A.E., filtro batterico aerobico da 10 A.E. e micro filtro o filtro in sabbia o in ghiaia o fitodepurazione;

Schema13b: sistema costituito da pozzetto degrassatore, due vasche Imhoff da 5 A.E o in alternativa una vasca Imhoff da 10 A.E., vasca ad ossidazione totale da 10 A.E. e micro filtro o filtro in sabbia;

Schema13c: sistema costituito da pozzetto degrassatore, impianto SBR da 10 A.E. e micro filtro o filtro in sabbia;

Schema13d: sistema costituito da pozzetto degrassatore, due vasche Imhoff da 5 A.E o in alternativa una vasca Imhoff da 10 A.E., filtro batterico anaerobico da 10 A.E. e fitodepurazione dimensionata considerando $2 - 3 \text{ m}^2/\text{A.E.}$;

Schema13e: sistema costituito da pozzetto degrassatore, due vasche Imhoff da 5 A.E o in alternativa una vasca Imhoff da 10 A.E., vasca ad ossidazione totale da 10 A.E. e fitodepurazione dimensionata considerando $2 - 3 \text{ m}^2/\text{A.E.}$;

Schema13f: sistema costituito da pozzetto degrassatore, impianto SBR da 10 A.E. e fitodepurazione dimensionata considerando $2 - 3 \text{ m}^2/\text{A.E.}$;

Sistema di depurazione	Capacità A.E.5	Spese Istruttorie	Spese tecniche	Costo fornitura e posa in opera standard	Totale
Schema 13°	10	170,00 €	600,00 €	9.000 €	9.770,00 €
Schema 13b	10	170,00 €	600,00 €	8.500 €	9.270,00 €
Schema 13c	10	170,00 €	600,00 €	16.500 €	17.270,00 €
Schema 13d	10	170,00 €	600,00 €	13.000 €	13.770,00 €
Schema 13e	10	170,00 €	600,00 €	13.000 €	13.770,00 €
Schema 13f	10	170,00 €	600,00 €	18.500 €	19.270,00 €



Piccolo Impianto di Depurazione

5.10 Quadro delle Voci Spesa per tutti gli Schemi Base

1	Raccolta documentazione (Cartografia SF)	Euro 600,00 – 650,00	
2	Sopralluogo/Rilievo		
3	Progettazione impianto-relazione generale		
4	Richiesta Nulla osta (Confinanti e Consorzio)		
5	Compilazione domanda Aut -asseverazione		
6	Audizioni presso gli enti		
7	Direzione lavori		
8	Indagini geologiche	Euro 450,00	
9	Relazione geologica		
	Relazione agronomica	Euro 500,00	
10	Analisi terreno (campioni n° 1)	Euro 50,00	
11	Progetto varianti	Euro 200,00	
12	Pratica edilizia per esecuzione lavori di manutenzione straordinaria (CILA, CIL, ecc.)	Euro 600,00	
13	Pratica edilizia per eventuale Autorizzazione Paesaggistica	Euro 600,00	

I costi di realizzazione degli impianti di depurazione sono riportati per ogni singolo schema di impianto nelle pagine precedenti. I prezzi indicati sono da intendersi riferiti ai singoli schemi riportati nell'Allegato e questi rappresentano il massimo prezzo praticabile per impianti ex novo. Tutte le quotazioni comprendono: fornitura e posa in opera completa dei manufatti descritti nei vari schemi, sono valide per interventi in luoghi accessibili ai mezzi di trasporto e di lavoro, eseguiti in terreno naturale non pavimentato. Non comprendono gli oneri per eventuali trovanti, per analisi, carico, trasporto e costo della discarica per il terreno di scavo, eventuali allacciamenti elettrici, eventuali allacciamenti a fognature esistenti e spurghi di vasche preesistenti.

Capitolo 6 Management Economico

6.1 La Struttura dell'Offerta della Depurazione

Per quanto attiene alla struttura dell'offerta di depurazione, nell'indagine ISTAT vengono evidenziate con grande dettaglio la dislocazione sul territorio e le caratteristiche strutturali degli impianti di depurazione. In base ai dati pubblicati, degli 11.218 impianti censiti, solo 8.570 sono effettivamente in funzione 1.236 non risultano, infatti, in servizio mentre altri 1.412 sono ancora in fase di progetto o realizzazione. In termini di abitanti equivalenti AE, alla data di riferimento, risultano serviti AES circa 58 milioni di abitanti. Con la messa in funzione degli impianti non attivati potrebbero essere serviti altri 4 milioni di AE, con la realizzazione degli altri 1.400 impianti si calcola di arrivare ad una potenzialità di quasi 77 milioni di AE. Se si considera che la stima della domanda di depurazione si attesta intorno ai 99 milioni di AE, è facile per l'ISTAT concludere come sia ancora necessario uno sforzo in termini di investimenti nel settore della depurazione civile, sforzo ormai reso urgente dall'avvicinarsi delle scadenze della Direttiva CEE. Per quanto riguarda la diffusione sul territorio, i dati del censimento mostrano come la maggior parte degli impianti in esercizio sia localizzata al Nord d'Italia 5.639 su 8.570, pari al 65%. Al Sud spetta il primato degli impianti non funzionanti 427 sui 1.423 presenti sul territorio per un'incidenza di circa il 30%. Dall'indagine è possibile rilevare anche che nelle zone interne di montagna si trova la maggior parte, quasi la metà, degli impianti primari i quali, essendo costituiti quasi per la totalità da fosse Imhoff, meglio si adattano rispetto ad altri tipi di impianti alla orografia e alla densità abitativa del territorio. Gli impianti esistenti hanno un'età relativamente giovane in quanto oltre la metà di essi ha meno di 10 anni e solo il 3% ha un periodo di attività superiore ai 20 anni. Se si considera la titolarità della gestione, si rileva che i depuratori esistenti risultano gestiti per la quasi totalità 75% dal Comune sul cui territorio sono collocati. Circa l'8% è gestito da Consorzi ed Aziende Speciali e la restante parte 17%, da Enti di diritto pubblico e private. Uno degli aspetti particolarmente rilevante dal punto di vista della funzionalità dell'impianto di depurazione è la sua dimensione. L'indagine dell'ISTAT propone numerose indicazioni al riguardo dalle quali emerge una realtà per molti versi già conosciuta dagli addetti ai lavori. La potenzialità degli impianti

esistenti e' generalmente piccola, mediamente, di poco superiore ai 6.000 AE. Infatti, oltre la meta' degli impianti ha una portata media di tempo asciutto inferiore ai 5 metri cubi all'ora e una dimensione media, espressa in termini di AE, inferiore a 2.000. Strutture in prevalenza piccole, quindi. In particolare, risultano di scala mediamente ridotta gli impianti gestiti in economia dai Comuni 2.300 AE, cosi' che, nonostante la loro numerosita' 7.372 impianti su 9.806 esistenti, servono solo il 27% degli AE totali mentre, le gestioni assicurate da Consorzi ed Aziende Speciali, con una dimensione media di 27 mila AE, assicurano la copertura del servizio al 34% degli utenti ed i privati e gli Enti di diritto pubblico si occupano del restante 39%. Per quanto attiene alla tipologia del trattamento dei liquami, la maggior parte degli impianti in esercizio utilizza trattamenti primari e secondari. Solo un piccola parte 450 su 8.570, si avvale del trattamento terziario. Si tratta pero' di impianti di grande dimensione per cui, in termini di AE, dall'indagine si riscontra che circa il 38% degli utenti e' servito con questo trattamento mentre il secondario ed il primario coprono rispettivamente le esigenze del 57 e del 5% degli utenti. Vi sono alcune fasi del processo di depurazione che dal punto di vista ambientale sono assai rilevanti. Ci riferiamo alla produzione di fango e ai recapiti finali dello stesso e delle acque trattate. La considerazione di queste fasi e' importante perche' permette di verificare l'esistenza e la misura del trasferimento dell'impatto degli inquinanti esistenti nelle acque reflue da un aspetto ambientale ad un altro infatti, se da un lato l'attivita' di depurazione contribuisce ad attenuare l'impatto ambientale dei liquami, dall'altro essa determina a sua volta un impatto che e' funzione della qualita' del processo e del recapito finale dei suoi prodotti di risulta fanghi, gas e acque trattate. Dall'indagine si rileva che l'ammontare dei fanghi prodotti per abitante equivalente servito `e' differente e si riduce con l'aumentare della potenzialita' dell'impianto. Nella maggior parte dei casi, la destinazione dei reflui trattati sono i corsi d'acqua superficiale mentre nel caso dei fanghi il recapito finale e' la discarica. Per concludere questa breve panoramica sulle caratteristiche strutturali dell'offerta di depurazione ecco alcuni dati sugli impianti in via di realizzazione, si tratta di impianti che dispongono di una potenzialita' media di circa 10.500 AE, superiore a quella degli impianti esistenti che e' di circa 6.500 AE. Un impianto su sei e' progettato per il trattamento dei liquami di tipo terziario.

6.2 Efficienza Tecnica dei Processi di Depurazione

L'indagine ISTAT ha introdotto importanti innovazioni rispetto alle indagini condotte nel passato. Nel questionario sottoposto alle imprese sono state, infatti, introdotte domande relative ai valori medi di ingresso ed in uscita e cioè portata, solidi sospesi, fosforo totale e azoto totale al fine di ottenere informazioni sulle caratteristiche quali-quantitative delle acque trattate e sull'efficienza del processo di depurazione. Poiché la funzione del processo di depurazione consiste nella riduzione del carico inquinante in ingresso, l'efficienza degli impianti è stata valutata in due modi. Innanzitutto, in termini di abbattimento percentuale delle componenti inquinanti rilevate nei liquami da trattare. Attraverso la comparazione dei valori di ingresso ed in uscita è stato possibile misurare la capacità depurativa degli impianti e disporre di un'indicazione di massima sulla rispondenza dei nostri processi depurativi alle disposizioni del Dlgs. 152/99, che ha recepito nell'ordinamento italiano. Quest'ultima, come è noto, stabilisce i limiti per le concentrazioni dei reflui trattati relative alle variabili di cui si è detto, ma indica anche le percentuali minime di abbattimento che costituiscono un requisito sostituibile ai valori di concentrazione. Il secondo criterio di valutazione è consistito nel confrontare i valori medi in uscita calcolati su base mensile con i limiti di accettabilità degli scarichi fissati dalla normativa. Poiché l'indagine ISTAT è stata condotta con riferimento al 2018, si è pensato che fosse utile valutare l'adeguatezza dei processi prendendo a riferimento anche la normativa vigente. Prima di prendere in considerazione le percentuali di abbattimento rilevate dall'indagine è importante far presente che al questionario sulla qualità non ha risposto un gran numero di gestori di piccoli impianti per cui i risultati presentati sono maggiormente rappresentativi per gli impianti di medie e grandi dimensioni e con trattamenti secondari e terziari e portano a sovrastimare l'efficienza media del settore. Detto questo, i risultati dell'analisi confermano, innanzitutto, quanto era logico aspettarsi che gli abbattimenti più elevati si hanno con il trattamento terziario. In secondo luogo, mostrano come gli impianti che utilizzano esclusivamente il trattamento primario abbiano percentuali di riduzione inferiori al 50% e non riescano, in genere, a rispettare i limiti fissati dalla legge Merli. Da ultimo, mostrano che, anche col trattamento secondario e terziario, ci possono

essere difficoltosa a rispettare i limiti posti dalla Comunità Europea. In media, gli impianti riescono a conseguire abbattimenti adeguati e i solidi sospesi ma non anche per il fosforo totale e l'azoto totale. La situazione è migliore anche se non eccellente per i depuratori che utilizzano procedimenti secondari e terziari. In questi casi la grande maggioranza degli impianti ha accertato con i monitoraggi valori sempre nella norma, per il fosforo e l'azoto totali, i risultati dimostrano un'efficacia assai più modesta poiché solo una percentuale molto ridotta di depuratori 2-13% riesce a mantenersi costantemente nella norma.

6.3 Analisi Econometrica

In questo paragrafo sottoporremo ad un'analisi econometrica di efficienza dati relativi all'attività di denitrificazione condotta su un campione di grandi depuratori, al fine di evidenziare le principali caratteristiche di efficienza economica dell'attività di depurazione. Come è noto, l'analisi econometrica dell'efficienza è basata sul concetto microeconomico di funzione di produzione come frontiera dell'insieme delle possibilità produttive. Partendo da un campione di unità di produzione, ve ne saranno alcune che giacciono sulla frontiera dell'insieme, e potranno di conseguenza essere considerate efficienti. Altre produrranno una quantità di output inferiore a quella che teoricamente potrebbe essere ottenuta a parità di input; queste ultime saranno considerate tecnicamente inefficienti. Nel nostro caso, tuttavia, non è chiaro cosa si debba intendere per funzione di produzione di un depuratore in altri termini, definire quali siano gli output dell'attività del depuratore e quali siano gli input utilizzati per produrli non è affatto immediato. Nel prosieguo, sulla scorta delle indicazioni dei tecnici, abbiamo considerato come output la quantità di azoto rilasciata nell'atmosfera sotto forma di gas inerte. Questa quantità denotata dal simbolo N_{atm} è stata scelta come output in quanto rappresenta l'unica forma in cui l'azoto presente nei fanghi in ingresso può essere trasformata senza ripercussioni negative sull'ambiente, ed è stata calcolata come:

$$N_{atm} = N_{in} - N_1 - N_2$$

e cioè come differenza fra azoto in ingresso (N_{in}) e le quantità di azoto presenti nell'acqua in uscita (N_1) e nei fanghi (N_2); quest'ultima quantità è stata stimata valutando l'azoto presente nei fanghi al 4% del contenuto secco. Come input sono stati considerati:

- la quantità di azoto in ingresso;
- i costi, divisi in:
 - Personale
 - Reagenti
 - Energia
 - Ammortamenti

In realtà ci sono ragioni a priori essenzialmente di tipo tecnico-ingegneristico, per ritenere che le spese per personale e per reagenti siano di fatto ininfluenti nell'attività di denitrificazione. Questo, comunque, formerà l'oggetto di una ipotesi statistica da verificare sui dati. Una volta definita la funzione di produzione, l'analisi di efficienza vera e propria viene generalmente condotta facendo ricorso a tecniche che possono essere raggruppate in due classi tecniche di tipo DEA anche dette non parametriche e tecniche di tipo SF anche dette parametriche. Nella DEA Data Envelopment Analysis, si parte da un campione di unità per le quali siano noti i dati sugli input e sugli output fisici per determinare, attraverso tecniche di programmazione lineare, quali di queste unità siano efficienti e quali no. L'efficienza è definita come l'impossibilità, da parte di una unità, di aumentare il proprio output a parità di input utilizzando una combinazione lineare delle tecnologie in uso in altre unità del campione. Un grande vantaggio di questa tecnica sta nel fatto che non è necessario specificare una forma funzionale per la funzione di produzione, la quale è definita dall'insieme delle tecnologie utilizzate dalle unità presenti nel campione. Tuttavia, questa caratteristica fa sì che i risultati che si ottengono con l'approccio DEA siano estremamente sensibili alla composizione delle unità osservate e soprattutto agli eventuali errori di misura presenti nei dati. Inoltre, questa tecnica non fornisce, nella sua versione di base, stime in senso statistico dei parametri che caratterizzano la tecnologia, cosicché è di fatto impossibile sottoporre a verifica ipotesi di interesse economico, come ad esempio ipotesi sulla natura dei rendimenti di scala. Nell'approccio SF Stochastic Frontier, per contro, viene fatta una precisa ipotesi sulla forma funzionale della funzione di produzione o di costo, attraverso i teoremi sulla dualità e si ipotizza che le unità osservate producano una quantità di output che differisce da quella teorica per due componenti: una erratica, legata a fattori puramente casuali o a caratteristiche

particolari dell'unità non modellate, che si assume a media 0, ed una che costituisce la componente di inefficienza vera e propria. In formule si ha:

$$y_i = f(x_i; \theta) + i$$

Dove:

- y_i : output
- x_i : input
- θ : parametri della funzione di produzione
- i : disturbo
- $(u_i - v_i)$ v_i : componente erratica
- u_i : componente di inefficienza (non negativa)

Una volta fatta un'ipotesi sulla forma della funzione $f(\cdot)$ e sulle distribuzioni delle due componenti u_i e v_i , si stimano di solito con il metodo della massima verosimiglianza i parametri θ . Abbiamo ritenuto che nessuno di questi due approcci fosse soddisfacente per i nostri fini. Nel nostro caso, infatti, la cattiva qualità dei dati sconsiglia l'utilizzo della DEA; inoltre, l'uso della DEA avrebbe anche precluso la strada di un'analisi delle caratteristiche della tecnologia sotto forma di test di ipotesi. D'altronde non è neanche proponibile un ricorso ad una pura tecnica di tipo SF in quanto alcune categorie di spesa sono evidentemente funzione della composizione chimica dei fanghi in entrata, e più in generale sono funzione degli obiettivi di produzione di conseguenza, si pone evidentemente un problema di endogeneità di alcuni dei regressori. Le strade canoniche sarebbero a questo punto due, stimare una funzione di costo come consueto nella letteratura microeconometrica, in cui il costo totale varia in funzione della quantità di output e dei prezzi dei fattori, oppure stimare il modello con una logica di tipo LIML Limited Information Maximum Likelihood. Nel nostro caso, nessuna delle due strade è percorribile. La prima perché i prezzi unitari dei fattori non erano disponibili, la seconda perché la specificazione LIML avrebbe dovuto tener conto della non normalità del termine di errore rendendo estremamente complessa la procedura di stima. Per investigare l'efficienza dei depuratori abbiamo quindi condotto un'analisi ispirata ad un recente contributo di Arnold et al. ([1]) in cui si combina un approccio non parametrico con una stima parametrica della funzione di produzione. L'idea di base è quella di dividere l'analisi in due stadi: in un primo stadio si effettua un'analisi DEA per

individuare un insieme di unita' che possono essere ritenute efficienti in prima approssimazione. In un secondo stadio si effettua una regressione OLS del tipo:

$$y_i = f(x_i; \beta) + f(x_i; \gamma) + u_i$$

dove vale 1 per le unita' efficienti e 0 per quelle inefficienti. Per funzioni di produzione lineari nei parametri, l'espressione precedente si riduce a:

$$y_i = x_i \theta + d_i \gamma + u_i$$

e i parametri che caratterizzano la tecnologia efficiente sono dati semplicemente da

$$\beta + \gamma$$

Da esperimenti di Monte Carlo effettuati da Bardhan emerge che questa procedura ha una buona capacita' di individuare i parametri che caratterizzano la funzione di produzione. Al fine poi di eliminare gli effetti dell'endogeneita' dei regressori, abbiamo sostituito, al secondo stadio, la stima OLS con una stima a variabili strumentali in cui gli strumenti sono stati scelti in modo da controllare l'effetto della composizione delle acque in ingresso. In sintesi, la metodologia da noi adottata prevede un'analisi in due passi:

1. In una prima fase, e' stata effettuata un'analisi DEA canonica con orientamento all'output e rendimenti di scala variabili.
2. In una seconda fase, la funzione di produzione ossia la frontiera efficiente delle possibilita' tecniche di produzione viene stimata usando i soli dati delle unita' risultate efficienti al primo stadio.

Vengono inoltre stimati, per ogni input, dei coefficienti differenziali, che rappresentano lo scarto fra la tecnologia efficiente e quella usata dalle unita' inefficienti. La stima viene effettuata col metodo delle variabili strumentali per tener conto dell'endogeneita' di alcuni dei regressori. L'analisi DEA ha evidenziato un numero di depuratori tecnicamente efficienti pari a 16 su 47 (34% circa). In seguito a questa prima fase, e' stata costruita una variabile binaria D_i con il seguente criterio:

$$D_i = (1 \text{ se l'unita' } i \text{ e' inefficiente } 0 \text{ se l'unita' } i \text{ e' efficiente})$$

Il criterio da noi seguito e' speculare rispetto a quello proposto da Bardhan et al.; e' facile, tuttavia, mostrare che i due criteri sono equivalenti. Si tenga a mente, pero', che rispetto alla simbologia di Bardhan i nostri coefficienti β e δ hanno un significato diverso: in particolare, i parametri della funzione di produzione sono semplicemente β anziche' $\beta + \delta$. Nella seconda fase, e' stata ipotizzata, per la funzione di

produzione, una forma funzionale di tipo Cobb-Douglas ed e' stata effettuata una stima a variabili strumentali nella quale sono state considerate endogene tutte le voci di costo fuorché il costo per il personale, cioè r_i , e_i e a_i ; come strumenti per queste variabili sono stati usati i valori in ingresso delle variabili COD (carbonio) , P_{tot} (fosforo) e SST (sospensioni solide totali), così da controllare l'effetto della composizione delle acque in entrata. Nella regressione e' stato poi aggiunto come variabile esplicativa addizionale l'anno di entrata in servizio (con 1970=0) come variabile ambientale in funzione di proxy della tecnologia. Infine, le osservazioni su ogni depuratore sono state ponderate per i metri cubi in ingresso per garantire che ogni unita' fosse rappresentata nel campionaria in proporzione all'attivita' di depurazione effettivamente svolta:

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_i + \beta_2 p_i + \beta_3 r_i + \beta_4 e_i + \beta_5 a_i + \beta_6 t + \delta_0 D_i + \delta_1 D_{ixi} + \delta_2 D_{ipi} + \delta_3 D_{iri} + \delta_4 D_{iei} + \delta_5 D_{iai} + \delta_6 D_{it} + i \quad (1)$$

Dove:

- y_i : logaritmo dell'azoto in atmosfera (kg/giorno)
- x_i : logaritmo dell'azoto in ingresso (kg/giorno)
- p_i : logaritmo del costo per il personale
- r_i : logaritmo del costo per i reagenti
- e_i : logaritmo del costo per l'energia
- a_i : logaritmo del costo per gli ammortamenti
- i : disturbo ($u_i - v_i$) v_i : componente erratica
- u_i : componente di inefficienza (non negativa).

Le stime così ottenute sono state utilizzate per condurre test su due ipotesi:

-Rendimenti di scala costanti $H_a : \beta_1 + \beta_4 = 1$.

L'accettazione di questa ipotesi comporterebbe che i rendimenti di scala possono essere considerate costanti; viceversa, il rifiuto in favore dell'alternativa $\beta_1 + \beta_4 > 1$ indicherebbe rendimenti di scala crescenti, e di conseguenza la possibilita' di diminuire i costi medi aumentando la dimensione degli impianti.

-Irrilevanza dell'energia fuori dalla frontiera $H_b : \beta_4 + \delta_4 = 0$.

Questa ipotesi, se accettata, implicherebbe che un legame positivo fra energia impiegata ed output sussiste solo nelle unita' efficienti. In altri termini, non e' detto che nelle unita' inefficienti un maggior consumo di energia conduca necessariamente ad un aumento dell'efficacia dell'attivita' di denitrificazione.

6.4 Considerazioni

Dall'analisi condotta possono essere tratte alcune conclusioni che non sorprenderanno gli analisti del settore. In particolare, volendo schematizzare per punti, possiamo dire che l'attuale struttura dell'offerta di depurazione e' inadeguata a coprire il fabbisogno nazionale: questo, espresso in termini di abitanti equivalenti, e' soddisfatto per circa tre quarti del totale; questo dato e' ancor piu' preoccupante quando si consideri che soltanto l'80% dei depuratori esistenti e' funzionante. Inoltre, una parte consistente dei depuratori attualmente in funzione non riesce a rispettare le norme vigenti in materia di abbattimento degli agenti inquinanti presenti nelle acque in ingresso. La struttura dell'offerta e' caratterizzata da impianti di piccole dimensioni. L'analisi econometrica indica che per lo meno relativamente all'attivita' di denitrificazione esistono dei consistenti ritorni di scala, cosicche' per aumentare l'efficienza economica dell'attivita' di depurazione e' necessario puntare, ove le caratteristiche del territorio lo rendano possibile, su depuratori di grandi dimensioni. Questa conclusione viene rafforzata dalla considerazione, che emerge in modo piuttosto netto dai dati ISTAT, che e' normalmente negli impianti di dimensioni maggiore che si effettua l'attivita' di depurazione migliore in senso qualitativo. L'analisi econometrica dell'efficienza del processo di denitrificazione delle acque reflue indica piuttosto chiaramente che molti dei depuratori presenti nel nostro campione non sono da considerarsi efficienti in senso economico. Sull'analisi pesa tuttavia la cattiva qualita' dei dati di partenza, cio che suggerisce la necessita' di una migliore e piu' sistematica attivita di raccolta dei dati come condizione preliminare per un effettivo controllo dell'efficienza economica dell'attivita' di depurazione.

Capitolo 7 Le acque reflue in Agricoltura

7.1 L'utilizzo in Agricoltura dei Fanghi di Depurazione

I fanghi prodotti dal processo di depurazione delle acque reflue urbane sono da tempo utilizzati come fertilizzanti in agricoltura, considerato il loro buon contenuto di sostanze organiche e di minerali come azoto, fosforo e potassio, indispensabili alla fertilità vegetale. Il riutilizzo agronomico dei fanghi è una valida soluzione al problema dello smaltimento ed è interessante per l'efficacia agronomica ed economica, in quanto sostituisce quasi completamente la concimazione chimica o altri tipi di concimazione organica. L'utilizzo dei fanghi di depurazione quali fertilizzanti benché sia considerato dalla Comunità europea l'impiego più rispettoso per l'ambiente per questo tipo di rifiuto - presenta alcune criticità, riconducibili alla possibile presenza in essi di composti organici nocivi, metalli pesanti e microrganismi patogeni. A garanzia della qualità dei fanghi per il loro successivo utilizzo, Arpa e le autorità competenti svolgono regolarmente controlli e analisi affinché i valori limite di questi composti potenzialmente tossici vengano rispettati. In tempi recenti sono emerse nuove problematiche legate al mutato contesto nel quale i fanghi vengono prodotti: la diffusione delle attività produttive e la loro sempre maggiore polverizzazione all'interno del tessuto abitativo, assieme al maggiore uso di prodotti di sintesi nelle abitazioni, muta la composizione delle acque reflue convogliate ai depuratori. Controllo programmato dei fanghi di depurazione

Per garantire un corretto utilizzo dei fanghi da depurazione e la salute dei cittadini, Arpa con le Amministrazioni Provinciali e il Comando Carabinieri per la Tutela dell'Ambiente, ha effettuato il Controllo programmato dei fanghi prodotti dagli impianti di depurazione o presenti nei centri di stoccaggio, al fine di verificarne sia la qualità, sia il rispetto delle modalità di spandimento sui terreni agricoli. Il progetto, prevede il controllo dei più significativi impianti per dimensioni e tipologia, tali da coprire quasi il 90% del totale di tutti i fanghi di depurazione da reflui urbani prodotti. Nel dettaglio, il Programma si svilupperà sui seguenti temi:

- 1) individuazione da parte delle Amministrazione e di Arpa dei siti più significativi impianti di depurazione e stoccaggio dei fanghi, presso i quali effettuare i controlli;
- 2) controllo e analisi dei fanghi prodotti e stoccati da parte di Arpa che effettuerà anche le analisi e del Comando Carabinieri per la Tutela dell'Ambiente. Tali controlli

riguarderanno il rispetto dei valori limiti per le sostanze previste dalla normativa nazionale e regionale (es. metalli pesanti), ma anche per sostanze come i composti organici alogenati assorbibili (AOX), previste dalla linee guida regionali e in via precauzionale, per sostanze come toluene e idrocarburi pesanti non ancora contemplati dalla normativa vigente;

3) realizzazione di un archivio unico regionale gestito da Arpa riguardante i fanghi di depurazione, contenete i dati qualitativi e anagrafici delle tipologie autorizzative

4) controllo amministrativo da parte delle Amministrazioni provinciali delle comunicazioni e delle notifiche relative alla produzione, stoccaggio e spandimento dei fanghi.

Il progetto regionale introduce molte novità rispetto al passato, pur integrandosi perfettamente con le attività routinarie di controllo e vigilanza, che da anni vedono la proficua collaborazione tra Arpa, Carabinieri e Amministrazioni provinciali sul campo e il coordinamento della Regione per quanto riguarda le linee di indirizzo. Determinante è la scelta di dedicare particolare attenzione alla fase preventiva, ovvero al controllo dei fanghi prima che questi giungano sul campo, in modo da consentire una migliore gestione delle eventuali non conformità. Di uguale importanza è il nuovo approccio degli Enti coinvolti nel Progetto, che hanno come obiettivo primario quello di meglio conoscere la problematica e tutelare la salute e il benessere dei cittadini, andando oltre a quanto stabilito dalla normativa, pur non nascondendo la necessità di promuovere l'utilizzo dei fanghi nel settore agricolo, per evitare lo smaltimento presso le discariche o gli inceneritori e nel contempo rendere disponibile al settore dell'agricoltura un materiale prezioso per la fertilità dei terreni. Molto importante sarà in particolare la verifica della presenza nei fanghi di sostanze come il toluene e gli idrocarburi pesanti, delle quali negli ultimi anni è stata registrata la presenza nelle acque reflue urbane. Per queste sostanze e per le altre che verranno individuate, verrà valutata l'eventuale tossicità e stabiliti valori guida da rispettare in un prossimo futuro. La problematica del trattamento e smaltimento dei fanghi prodotti dai processi di depurazione delle acque reflue urbane ha assunto in questi ultimi anni sempre più importanza. Nella Comunità Europea la progressiva attuazione della Direttiva concernente il trattamento delle acque reflue urbane ha

provocato un costante aumento dei quantitativi di fanghi di depurazione, passati dai 5.5 milioni di tonnellate di sostanza secca del 1995, agli 8.5 milioni di tonnellate del 2003. Benché questi fanghi siano utilizzabili in agricoltura come fertilizzanti, generalmente vengono smaltiti in discarica o negli inceneritori, anche se la tendenza a un loro utilizzo si sta sempre più affermando. Ogni anno in Italia vengono prodotti poco meno di un milione di tonnellate di fanghi di depurazione (sostanza secca), il 30% dei quali vengono utilizzati in agricoltura. Nel 2005 – ultimo anno per il quale si dispone di dati definitivi - in Emilia-Romagna l'impiego dei fanghi di depurazione utilizzati in agricoltura è stato di 41.659 tonnellate e ha interessato 6 mila e 838 ettari. Le stime per il 2006 indicano un utilizzo di fanghi di depurazione in agricoltura di circa 35- 38 mila tonnellate. L'Emilia-Romagna, insieme a Lombardia e Puglia, è senza dubbio tra le Regioni che per prime hanno compreso l'importanza del riutilizzo dei fanghi, tantè che ne viene destinato all'agricoltura il 53% del totale. Il 18% viene compostato e riutilizzato in altri settori e solo il 21% (discarica) e l'8% (inceneritori), viene smaltito. A questo dato si aggiunge che l'Emilia-Romagna è tra le Regioni più attente anche al riutilizzo in agricoltura dei fanghi derivanti dal settore agroalimentare e che incidono per circa il 35% del totale dei fanghi utilizzati in agricoltura.

7.2 La normativa

La normativa di settore per l'attuazione della direttiva CEE concernente la protezione dell'ambiente, in particolare del suolo, nell'utilizzazione dei fanghi in agricoltura e disciplina la fase di applicazione al suolo dei fanghi di depurazione: relativamente alle attività di raccolta, trasporto, stoccaggio e condizionamento gli stessi essendo a tutti gli effetti classificati rifiuti speciali. I fanghi di depurazione possono trovare utilizzo in agricoltura nel rispetto delle seguenti condizioni: devono essere stati sottoposti a trattamento di stabilizzazione per contenere / eliminare i possibili rischi igienico sanitari; devono essere idonei a produrre un effetto concimante e/o ammendante e correttivo del terreno e non devono contenere sostanze tossiche e nocive e/o persistenti, e/o bioaccumulabili in concentrazioni dannose per il terreno, per le colture, per gli animali, per l'uomo e per l'ambiente in generale. In questo ambito si è mosso il governo stabilendo a più riprese Direttive e Linee guida con le quali sono stati stabiliti i criteri tecnici, le procedure e le condizioni di utilizzo

dei fanghi di depurazione in agricoltura, in modo che, oltre al rispetto delle norme regionali, nazionali e comunitarie, si tenesse conto dei concetti di sostenibilità e precauzione. In particolare, è stata effettuata una profonda revisione delle disposizioni precedenti, che ha interessato tutta la filiera di gestione dei fanghi, dalla produzione presso l'impianto di trattamento, al soggetto titolare dell'autorizzazione, alle modalità di utilizzo sui terreni agricoli. Le indicazioni regionali affrontano i seguenti aspetti:

- caratterizzazione analitica preventiva del fango prodotto destinato all'utilizzo in agricoltura in pratica il protocollo relativo ai campionamenti e alle analisi dei fanghi;
- fanghi soggetti a divieto di utilizzo quelli provenienti da vasche settiche / biologiche o impianti di depurazione delle acque reflue industriali;
- grado di stabilizzazione dei fanghi per consentirne l'utilizzo;
- disponibilità di sistemi di stoccaggio da parte dei soggetti utilizzatori;
- piano di distribuzione dosi, tempi e modalità di apporto dei fanghi;
- periodo di divieto di utilizzo.

Prescrizioni / limitazioni agronomiche ed ambientali Il nuovo progetto di controllo ha tra l'altro lo scopo di aggiornare le indicazioni regionali, specie in relazione alle eventuali nuove sostanze nocive che nel futuro dovessero riscontrarsi nei fanghi di depurazione.

7.3 Considerazioni sulla Normativa

Alla luce della normativa vigente si impongono alcune riflessioni circa le reali possibilità di impiego delle acque reflue per scopo irriguo. Una buona parte degli impianti di depurazione oggi in funzione, per raggiungere gli standard richiesti per alcuni parametri (p.e. COD), dovrebbe inserire tecniche complementari e al termine del ciclo, aggiungere tecniche di disinfezione che abbattano il contenuto di microrganismi indicatori come *Escherichia coli*. In mancanza di tali caratteristiche, il legislatore permette limiti maggiori al contenuto in *E. coli* solo nel caso in cui si adottino tecniche di fitodepurazione o lagunaggio. Raggiunti gli standard di qualità richiesti, la legge prevede che il gestore dell'impianto programmi e garantisca lo

scarico delle acque, incluse quelle trattate nel periodo invernale, e provveda quindi alla realizzazione di bacini di stoccaggio per permettere l'impiego di acque reflue quando l'agricoltura ne necessiti. In alternativa, in base a normative più restrittive per parametri quali l'azoto, si può effettuare lo scarico in un corpo idrico superficiale. Tuttavia, questa pratica comporta costi aggiuntivi di trattamento per acque che poi si disperdono in mare. Un altro aspetto da considerare è l'ubicazione degli impianti di depurazione che sono spesso realizzati lontano e a valle dei terreni che richiederebbero la loro acqua per scopi irrigui. Gli oneri aggiuntivi legati al trasporto o al sollevamento dell'acqua depurata si sommano ai costi di produzione e diventano spesso insostenibili per l'impresa agricola. In questi casi, specialmente se il depuratore è posto in pianura, si potrebbe utilizzare lo scarico per un ravvenamento della falda superficiale. Ciò permetterebbe di ricreare la barriera naturale all'intrusione marina nei corpi idrici sotterranei, problema riscontrabile fino ad alcune decine di chilometri dalla costa. L'impiego irriguo delle acque reflue pone inoltre problemi anche di carattere agronomico. Le normative vigenti prescrivono che le acque utilizzabili siano esenti dalla presenza di inquinanti minerali metalli pesanti ed organici. Per quanto riguarda il contenuto di nutrienti è consentito l'impiego di acque che abbiano un contenuto di azoto maggiore rispetto ai limiti previsti per le normative sullo scarico in corpi idrici superficiali 35 mg/l, contro 15 mg/l, mentre per il fosforo il limite coincide 10 mg/l. Laddove si superino i limiti prescritti, il gestore dell'impianto depurativo è costretto ad usare tecniche e risorse energetiche per abbattere i contenuti di azoto e fosforo, mentre l'operatore agricolo, per motivi colturali, deve acquistare i nutrienti. Sembra, pertanto, necessario prevedere la possibilità di una deroga ai limiti suddetti tenendo presenti le esigenze nutrizionali e produttive delle colture. In questo settore potrebbe, eventualmente intervenire direttamente la Regione. La legislazione in materia di riutilizzo di acque reflue in agricoltura appare ancora legata a vecchi schemi che ignorano alcune tecniche naturali ampiamente sperimentate e meno consumatrici di energia. La sperimentazione eseguita su l'utilizzo irriguo di reflui civili fitodepurati su colture ortive giunge a queste conclusioni. I risultati emersi dalla sperimentazione confermano che la qualità dal punto di vista igienico sanitario delle colture irrigate con acque reflue, è funzione di molteplici variabili, quali: la tipologia della coltura, la

modalità di irrigazione, la qualità dell'acqua irrigua, il carico microbiologico applicato, ecc. Probabilmente da questa incertezza è scaturita l'estrema cautela del legislatore nel fissare un limite che, in particolare per il parametro E.coli risulta essere molto restrittivo ai fini del riutilizzo delle acque reflue in irrigazione tanto da essere considerato da diversi autori come un ostacolo al riutilizzo diretto dei reflui stessi. Numerosi sforzi dovranno essere ancora fatti dal mondo scientifico in modo da fornire le indicazioni necessarie al legislatore che potrebbero fornire un indirizzo per la definizione della qualità delle acque reflue ad uso irriguo, non come limite tabellare unico in termine assoluto di concentrazione, ma piuttosto in funzione, ad esempio, del tipo di coltura, del sistema di irrigazione, delle implicazioni agronomiche ad esse connesse.

7.4 Produrre Energia con le Acque Reflue

Sarà il primo impianto di taglia industriale in Europa che consentirà di ottenere energia ad alta efficienza sfruttando la tecnologia delle celle a combustibile ad ossidi solidi il primo al mondo alimentato dal biogas ottenuto dalla depurazione delle acque, quello che verrà realizzato grazie al progetto europeo DEMOSOFC. Il progetto ha un budget complessivo di circa 5.9 milioni di euro, ed è finanziato dall'Unione Europea con 4.2 milioni di euro nell'ambito del programma Horizon 2020. L'impianto DEMOSOFC vedrà impiegati tre moduli fuel cell in grado di produrre in cogenerazione 175 kW elettrici e 90 kW termici, con un'efficienza elettrica del 53%. L'impianto a fuel cell garantirà la fornitura di circa il 30% del fabbisogno elettrico del sito e del 100% del fabbisogno termico. L'impianto impiegherà la tecnologia SOFC (Solid Oxide Fuel Cell), ovvero le celle a combustibile ad ossidi solidi che funzionano a circa 800°C e che possono essere alimentate anche direttamente a gas metano o a biogas. Le SOFC rappresentano la tecnologia più efficiente tra le varie tipologie di fuel cell disponibili. DEMOSOFC prende avvio dai risultati del progetto SOFCOM, recentemente concluso, che nasceva dalla necessità di rendere produttivo dal punto di vista energetico un processo necessario, cioè la depurazione delle acque di scarico. Un processo che, applicando il procedimento messo a punto dal progetto che ha visto la realizzazione di un primo prototipo funzionante a scala ridotta, permette non solo di ottenere energia elettrica e calore (caratteristica di un sistema cogenerativo, ma anche altri

due prodotti: acqua pulita e il ri-fissaggio del contenuto di Carbonio del combustibile primario biogas, in forma di biomassa alghe che può essere reimpiegata. Partendo dal biogas un combustibile rinnovabile si procede alla separazione dello zolfo e di altri contaminanti, per poi avviare la reazione negli elettrodi di cella che permette di produrre energia elettrica ad alta efficienza fino al 50% quando di solito a pari condizioni di taglia una macchina termica si attesta intorno al 30-35%. Il sistema è cogenerativo, in quanto consente inoltre il parziale recupero del calore prodotto dalla cella. Da un punto di vista di strategia energetica, il prototipo dimostra come i sistemi SFC Smart Fuel Cell possano rappresentare una importante chiave di volta per i sistemi energetici del futuro, basati su combustibili rinnovabili, altissima efficienza di conversione elettrica e recupero totale delle sostanze utilizzate carbonio, idrogeno, ossigeno, potenzialmente tendenti a realizzare un concetto di poligenerazione heat&power + chemicals. Inoltre, mentre i fumi, ad esempio, di una macchina a motore termico, vedono la CO₂ “annegata” in un grande volume di azoto, con conseguenti maggiori difficoltà per la sua sequestrazione, in una cella SOFC gli esausti anodici, cioè gli scarti del processo, sono già privi di azoto. Questo permette un recupero più semplice della CO₂ che può essere separata facilmente dall’acqua con cui è miscelata. Il flusso di CO₂ viene così recuperato per il ri-fissaggio del carbonio in forma di biomasse. DEMOSOFC si propone di portare la tecnologia sviluppata da SOFCOM alla scala industriale, fornendo un prodotto/processo pronto per la commercializzazione. Al momento i componenti utilizzati nel processo vengono prodotti principalmente da aziende tedesche, inglesi, italiane, americane e giapponesi, quindi appare evidente il forte interesse industriale su questo nuovo mercato che, grazie anche alle sinergie messe in atto dalla Agenzia europea, pone in prima linea la collaborazione tra l’Accademia e l’Industria. A livello di utilizzo finale, questa specifica applicazione tecnologica trova la sua collocazione principale negli impianti per il trattamento delle acque reflue. Attualmente sono già in funzione degli impianti similari soprattutto in California. Tali impianti però utilizzano gas naturale principalmente metano e non biogas gas che deriva dal trattamento delle acque la cui composizione è variabile considerato fino ad oggi come scarto di questi impianti. Proprio questo elemento innovativo, unitamente all’aspetto ecologico, rende il progetto DEMOSOFC strategico per l’Europa i cui risultati attesi potranno

essere replicabili e facilitare così lo sviluppo ed il consolidamento del settore industriale e scientifico afferente. Questo progetto vuole rappresentare un caso emblematico, su taglia industriale, che renda evidente agli operatori del settore ed alla società nel suo complesso i vantaggi energetici delle celle a combustibile: infatti, dal confronto di un impianto SOFC con i principali competitori, utilizzati nella quasi totalità dei contesti industriali, ovvero ICE Internal Combustion Engine, motore a combustione interna e GT Gas Turbine, turbina a gas, nell'ambito di taglie inferiori al MW, si profilano efficienze elettriche dell'ordine del 53% rispetto a valori che oscillano tra il 35 – 38% e il 30 – 35%. Sul piano del recupero di calore, i numeri collocano il sistema SOFC in una posizione analoga a quella dei motori di pari taglia. Quindi, l'interesse energetico è molto rilevante. Nel contempo, queste tecnologie sono molto più competitive anche in termini di emissioni contaminanti aspetto ecologico. Resta aperta la questione del costo di investimento di queste nuove tecnologie: trattandosi di una tecnologia non ancora matura e poco presente, in forma per lo prototipale, la convenienza economica rispetto alle installazioni CHP concorrenti è ancora non assicurata poiché legata al costo elevato di avvio impianto. Quindi, come è accaduto per altre applicazioni si pensi, per esempio, al fotovoltaico occorre l'ingresso incisivo nei mercati perché si passi dalla fase dimostrativa all'impianto consolidato nella pratica industriale, mediante l'aumento della produttività e, di conseguenza, la progressiva riduzione dei costi sia di fabbricazione dei singoli moduli che della gestione dell'intero apparato. Proprio per accelerare questa fase risulta quindi strategico l'intervento della Agenzia che eroga contributi a progetti di particolare interesse per la Società, l'Industria e l'Accademia europea. Infatti progetti come DEMOSOFC nascono con l'intento sia di approfondire le conoscenze sull'utilizzo industriale di questi dispositivi innovativi ad alto rendimento le SOFC, sia di dimostrarne i considerevoli vantaggi energetici ed ambientali, promuovendo, al contempo, la diffusione della produzione industriale in scala con la conseguente riduzione dei costi di avvio impianto rispetto ad oggi, quando questi componenti vengono prodotti solo su commessa. Chiclana de la Frontera, così si chiama la città situata sulla costa sud-occidentale della Spagna, prima al mondo ad aver avviato sul proprio territorio un impianto di produzione di biofuel algali a partire dai propri liquami. Il progetto, che usufruisce di un finanziamento attraverso il

“7 ° Programma Quadro della Commissione Europea” (7 ° PQ). Il 7 ° Programma Quadro della Commissione Europea sostiene progetti legati all'energia, in linea con gli obiettivi della direttiva europea. La direttiva europea impone che il 20% di energia deve essere prodotta da combustibili rinnovabili, come parte della riduzione di anidride carbonica (CO₂), con un ulteriore requisito che il 10% di biocarburanti devono essere legate ad attività al trasporto. Il progetto che è stato chiamato “All-gas”, per richiamare la parola spagnola algas, ovvero alghe, utilizza un nuovo processo rivoluzionario per produrre bioenergia sostenibile e punta ad una rapida crescita delle alghe a basso costo che sarà coltivata negli impianti di trattamento delle acque reflue, cercando di superare le questioni controverse legate alla prima generazione di biocarburanti. Le alghe hanno molti vantaggi rispetto alla prima generazione di colture di biocarburanti, come l'olio di palma, canna da zucchero e colza che sono state e sono oggetto di controversie, come l'occupazione di grandi superfici di terreno, utilizzo di molta acqua e sottoprodotti come i fertilizzanti. Inoltre la nuova tecnologia permetterà di abbassare i costi legati allo smaltimento dei fanghi di depurazione e di utilizzo di energia elettrica necessaria per il processo di trattamento acque reflue standard riducendo le relative emissioni di CO₂. Le alghe consentono rendimenti più elevati, la crescita è molto rapida, occupano meno terreni e non fanno la concorrenza alla produzione di alimenti prodotti dalla terra. L'impianto utilizza solo acqua di scarico proveniente da strutture ricettive, case, uffici e luce del sole. Le acque vengono usate per formare stagni artificiali per poi coltivare le alghe. La piena operatività sarà raggiunta, quando la struttura sarà in grado di far crescere e trasformare quasi 3 tonnellate di alghe in un anno, abbastanza da ottenere carburante per alimentare 200 auto private o 10 camion.

Capitolo 8 Esempio della Comunità' Spagnola

8.1 Il Riutilizzo delle Acque Reflue ad Almeria Spagna

Almeria è situata a sud-est della Spagna ed è la provincia più orientale della regione autonoma Andalusia; ha una superficie di 8.774 Km² con una popolazione totale di 635.000 abitanti. Il clima è di tipo mediterraneo, secco e caldo, con più di 3.000 ore l'anno di sole. La temperatura media annua è di 18,7° C con valori estivi di 35° C, che occasionalmente superano i 40° C. Almeria è una provincia idrologicamente

arida, con una precipitazione media annua che oscilla tra i 600mm nella zona nord-ovest, ai piedi della Sierra Nevada, e meno di 200mm nella zona più meridionale. La zona arida più rappresentativa è quella del Cabo de Gata con un valore di 120mm. Le precipitazioni sono brevi e di carattere temporalesco, in meno di un'ora infatti si possono raggiungere valori di 100mm di acqua. La pioggia efficace, nell'ordine di 40-42 mm/anno, provoca uno scorrimento totale intorno al 13% dei quali più del 7% è di carattere superficiale e meno del 6% di carattere sotterraneo, somministrando in totale 364hm³/anno. Questa variabilità spaziale e temporale del regime di piogge e la peculiare geomorfologia dei corsi d'acqua, insieme al sistema acquifero, formano un sistema idrologico caratterizzato da scarse risorse superficiali e sotterranee. Lo sforzo degli agricoltori, sorretto dall'appoggio istituzionale, ha permesso, nonostante le scarse risorse idriche disponibili, lo sviluppo di un'agricoltura intensiva, diventata negli anni il motore dell'attività economica locale. Sfruttando le ideali caratteristiche climatiche della provincia, si è sopperito alla scarsa disponibilità di risorse idriche con importanti opere idrauliche ed infrastrutturali, unite all'uso di particolari tecniche di coltivazione. Attualmente, Almeria è una delle zone agricole più importanti d'Europa, ogni anno si raccolgono 3.000.000 di chili di ortaggi per un valore di circa 1.800 milioni d'euro. Su di una superficie pari al 16% della provincia si concentra un'attività che apporta il 90% della produzione agricola totale. La provincia di Almeria fornisce da sola il 40% dell'intera produzione regionale. La regione dell'Andalucia, inoltre, è leader nello sviluppo di sistemi di produzione agraria sostenibile, dall'elevata qualità e minimo impatto ambientale. Più di 500.000 ettari di terreno sono dedicati all'agricoltura ecologica, pari al 50% del totale nazionale. In questa zona la pratica del riutilizzo è relativamente recente; si è sviluppata in seguito allo sfruttamento intenso delle scarse risorse idriche sotterranee, che aveva compromesso la qualità dell'acqua e la possibilità di utilizzarla in agricoltura. Lo squilibrio prolungato tra l'estrazione in profondità e la capacità di ricarica degli acquiferi aveva provocato una forte intrusione marina lungo tutta la linea costiera. La poca acqua disponibile aveva una salinità troppo elevata e non più adatta per l'utilizzo in agricoltura; si era di fronte ad un vero e proprio danno ambientale ed economico. Tutta l'agricoltura locale fu costretta a trasformarsi in una grande monocoltura del pomodoro, l'unica specie che si adattava a valori così alti di

conducibilità dell'acqua. Questo drastico e repentino cambiamento della qualità dell'acqua non solo provocò la scomparsa delle colture più sensibili, ma decretò il fallimento delle attività agricole più piccole che non riuscirono a sostenere i nuovi investimenti per migliorare le tecniche di irrigazione e di coltura. Nel 1988 la "Giornata sullo Sfruttamento delle Risorse Idriche nel Bajo Andarax" fu l'occasione per portare sul tavolo dei politici la delicata questione, diventando l'apripista per una serie di attuazioni che favorirono il riutilizzo delle acque reflue depurate. La Segreteria di Agricoltura della Giunta di Andalusia promulgò una serie di norme che permisero all'Istituto Andaluso di Riforma Agraria (IARA) di attuare il Plan de Mejora de Regadíos del Bajo Andarax Piano per il miglioramento dell'irrigazione nel Basso Andarax, che prevedeva la costruzione di nuove opere per la captazione, il trattamento e la distribuzione delle acque reflue depurate della città di Almeria, al fine di fermare la forte crisi agricola e consolidare l'attività economica nella provincia.

8.2 La Cooperativa Las Cuatro Vegas de Almeria

Nel 1993 gli agricoltori locali si uniscono e fondano legalmente La Comunidad de Regantes* de las Cuatro Vegas a cui, nel 1996, è affidata la gestione delle opere previste dal Piano per il miglioramento dell'irrigazione nel Basso Andarax, per il riutilizzo delle acque rigenerate in agricoltura. L'intero territorio della comunità è di circa 20 chilometri quadrati ed è suddivisa in tre zone:

- 1) La Vega, che occupa la parte occidentale e litorale, è una zona dedita all'agricoltura sin dall'antichità.
- 2) Los Llanos le pianure de La Cañada y de El Alquíán, che occupano il lato orientale del fiume Andarax, caratterizzata da suoli poveri nei quali si sviluppò l'agricoltura a metà del '900 con l'insediamento de los Albercos, abitanti dell'entroterra di Níjar. Essi importarono la tecnica dell'enarenado, ancora oggi utilizzata in tutta l'area, che prevede la stesura di uno strato di sabbia silicea di 10cm al di sopra del terreno per conservarne l'umidità e migliorarne la temperatura.
- 3) La Zona No Regable Zona non irrigabile ZNR, denominata così perchè inizialmente non faceva parte del Piano per il miglioramento dell'irrigazione nel

Basso Andarax, costituisce il perimetro del territorio di Cuatro Vegas. E' il rifugio dell'agricoltura dell'intera provincia a fronte di un'espansione urbanistica sempre più pressante. Con gli anni è diventata una zona molto importante per la comunità sulla quale ricade 1/3 dell'attività totale. Il processo di depurazione delle acque urbane della città di Almeria si suddivide in due fasi: la prima di competenza di Aqualia, impresa che costruisce e gestisce impianti di depurazione e concessionaria del servizio municipale, la seconda di competenza della comunità. La prima fase consiste nei processi di trattamento primario e secondario presso l'impianto di El Bobar situato a pochi chilometri dalla città. Il depuratore, entrato in funzione nel 1996 per sostituire il vecchio impianto di Costacabana, è stato progettato per trattare i reflui urbani della città di Almeria ed ha una portata massima di 54.000 m³/g.

L'impianto prevede le seguenti linee di trattamento:

Linea acque:

- Ricezione e grigliatura
- Sollevamento acque
- Pretrattamento con grigliatura, dissabbiatura e disoleatura
- Controllo degli odori della decantazione primaria con aggiunta di reattivi chimici
- Decantazione primaria
- Trattamento biologico a fanghi attivi
- Decantazione secondaria

Linea fanghi:

- Ispessimento per gravità dei fanghi provenienti dalla decantazione primaria
- Concentrazione per flottazione dei fanghi biologici in esubero
- Omogeneizzazione dei fanghi mediante mescolamento
- Digestione anaerobica (il biogas generato dalla reazione è riutilizzato in parte nel riscaldamento della fase di digestione)
- Disidratazione dei fanghi mediante filtro-pressa

8.3 La Linea del Trattamento dell'Aria

L'installazione è dotata di un sistema di purificazione dell'aria precedente alla definitiva immissione nell'atmosfera. L'aria, contenente esalazioni prodotte dal processo di depurazione, viene estratta con una portata di 55.000 m³/ora e trattata nelle torri di lavaggio attraverso un processo chimico. Le acque in uscita dall'impianto vengono convogliate in un emissario che sversa poi nel mare della Bahía di Almeria. L'impianto per il trattamento terziario è dislocato a diversi chilometri dal depuratore e, più precisamente, all'interno della sede della Comunità di Cuatro Vegas. L'acqua in uscita dal depuratore viene captata dall'emissario ed inviata al DepositoA, mediante una stazione di sollevamento che ha una portata di 700 l/s. Il DepositoA è una vasca di omogeneizzazione, con la funzione di ammortizzare le variazioni dei flussi provenienti dall'impianto di El Bobar. Per diminuire l'evaporazione, e quindi aumentare l'efficienza durante i mesi estivi, il bacino è interamente coperto con teloni di nylon. L'acqua accumulata nel DepositoA viene inviata, attraverso una seconda stazione di sollevamento, ad un sistema di filtri a sabbia e, successivamente, all'impianto di depurazione terziario. I processi di clorazione ed ozonazione costituiscono l'ultima fase del trattamento. Dopo il trattamento terziario le acque vengono inviate al DepositoB, bacino con capacità di 120.000m³, dal quale prende avvio la fase di distribuzione delle acque rigenerate.

8.4 Il Sistema di Gestione della Comunità'

Attraverso un sistema interamente informatizzato, dalla postazione di controllo della comunità è possibile monitorare, in tempo reale, lo stato di funzionamento dell'intero sistema e gestire la distribuzione dell'acqua nell'intera area. Il sistema software permette di monitorare lo stato delle attività ed alcune possibili anomalie del sistema, è possibile rilevare, ad esempio, i seguenti punti:

- livelli dei singoli bacini di raccolta
- stato di funzionamento delle stazioni di elevazione
- numero di pompe in funzione
- guasti elettrici
- avarie ai motori

- stato del trattamento ad ozono
- apertura e chiusura delle valvole nell'intera rete di distribuzione.

Il complesso processo di riutilizzo delle acque reflue si realizza tramite una rete idrica diffusa su tutto il territorio, per un totale da 90 chilometri di tubature. La distribuzione prende avvio dal DepositoB, al quale sono collegate le due condotte principali che riforniscono i settori. In un primo momento la distribuzione avveniva secondo un criterio semplice tutti i terreni al di sotto dei 70m sul livello del mare venivano riforniti su richiesta e l'acqua inviata dal DepositoB, situato più in alto, semplicemente per gravità. I terreni al di sopra dei 70m ricevevano acqua dalla stazione di sollevamento. Con la rapida e continua espansione, la sola stazione di sollevamento non era più in grado di soddisfare la crescente richiesta d'acqua e si rese quindi necessario il potenziamento dell'intero sistema. Si costruì, in un primo momento, il deposito di Las Viudas bacino con capacità di 140.000m³ ed in seguito quello di Los Trancos 25.000m³. Dal primo, situato a quota 165m, oggi si riforniscono per gravità le terre del Settore alto e tramite una seconda stazione di sollevamento, i bacini degli agricoltori del settore, a quota 300m. Una parte dell'acqua proveniente dal bacino de Las Viudas viene inviata al bacino de Los Trancos per rifornire gli agricoltori Ogni proprietà infatti monta un contatore, controllato dalla comunità tramite software, grazie al quale è possibile la gestione dell'irrigazione di ogni singola serra. Per una maggiore efficienza e precisione si utilizza un sistema a gocciolamento che riduce, tra l'altro, la possibilità di contatto dell'acqua con gli operatori e gli ortaggi stessi. Il rifornimento avviene mediante telecontrollo. In questo caso vengono riforniti i bacini di raccolta dei singoli agricoltori dai quali ognuno provvederà al proprio approvvigionamento. La differenza delle modalità di fornitura tra le due zone risiede in una serie di ragioni:

- ottimizzazione del funzionamento dell'intera rete
- aumento della capacità di riserva dell'intera comunità
- minori spese per l'elettricità.

Nel tentativo di evitare il deterioramento della qualità del servizio, la somministrazione dell'acqua avviene in orari in cui la richiesta nella prima zona è minore. Nei momenti di minor consumo, funge anche da riserva ed aumenta la

capacità dell'intera comunità che può così contare su circa 700.000m³ di acqua rigenerata. Per contenere le spese, ove possibile, si rifornisce di notte o nei giorni festivi, momenti in cui l'energia elettrica ha un costo minore. La strategia adottata ha una ben precisa motivazione, trattandosi di una zona in forte sviluppo ci si assicura che ad un aumento della superficie agricola corrisponda un aumento della capacità di riserva. La maggior parte dei problemi riscontrati nel sistema di gestione sono causati dal cattivo funzionamento del depuratore di El bobar, che negli ultimi anni lavora al limite della sua capacità di trattamento. Dal 20 Giugno del 2006, la Segreteria dell'Ambiente della Giunta di Andalusia ha messo in cantiere la costruzione di un nuovo depuratore, che permetterà di effettuare in situ il processo di depurazione terziaria. La discontinuità tipica dei reflui urbani, non essendo ammortizzata in maniera efficace dall'impianto di depurazione di El Bobar, provoca degli squilibri all'intero sistema. Alle prime ore del mattino, la ripresa dell'attività di irrigazione avviene quando le pompe sono in uno stato di basso regime a causa della diminuzione del livello dell'acqua nel DepositoA, in alcuni casi, nel momento di maggiore richiesta, il DepositoA si trova ai livelli minimi e la stazione di sollevamento acque è costretta a fermarsi. Questo fenomeno è ancora più frequente ed importante nei mesi estivi, quando da una parte diminuiscono gli abitanti in città e dall'altra aumenta la richiesta di acqua a causa delle alte temperature. Quando il depuratore si trova a lavorare ai limiti della proprie capacità, il suo effluente non può essere completamente depurato. Ciò provoca l'accumulo nel DepositoA di grandi quantità di fango che ostruiscono le pompe e i filtri delle stazioni di sollevamento, causando l'incremento dei costi di manutenzione e per l'energia elettrica. Se i fanghi giungono al comparto di trattamento terziario si possono provocare danni all'impianto di produzione dell'ozono e si è obbligati all'arresto temporaneo dell'intero sistema.

8.5 Aspetti Socio Economici

La coltivazione del pomodoro ciliegia è un'attività che richiede una consistente manodopera, la cui importanza non è assolutamente trascurabile. Nello specifico, le ore lavorative richieste per questa coltivazione sono state pari a 11.426. Dai dati dell'attività presa in esame, applicando un coefficiente di riduzione del 50%, dovuto alla maggiore manodopera richiesta da questa specifica coltura, è possibile

estrapolare le ore di lavoro totali per tutte le attività iscritte alla comunità. Si può calcolare così che le ore di lavoro ammontano ad un totale di più di 12 milioni, corrispondenti a circa 6.500 impieghi diretti. Dai consumi di acqua rigenerata possiamo calcolare invece le ore di lavoro richieste in termini di manodopera per ogni metro cubo di acqua utilizzata per l'irrigazione. Nell'esempio dell'attività n#442 riusciamo a calcolare come siano state necessarie 1,37 ore di lavoro per ogni metro cubo di acqua rigenerata utilizzata. Applicando il medesimo coefficiente di riduzione di cui sopra, calcoliamo inoltre che per tutte le altre attività sono richieste 0,7 ore di lavoro/ m³ . Da questi dati si evince quindi l'altissimo valore sociale dell'acqua rigenerata e come la pratica di riutilizzo abbia in brevissimo tempo supportato il rifiorire dell'economia nella provincia di Almeria ed in particolare nell'area gestita dalla Comunità de Las Cuatro Vegas. I guadagni della comunità si basano sugli ingressi derivati dal consumo di acqua, dal canone e da altri servizi prestati ai soci. I pagamenti vengono accreditati in banca / vengono effettuati tramite accredito bancario e le tariffe sono fissate per ogni esercizio dalla Giunta Generale, avendo come riferimento l'incremento annuale dell'IPC, Índice de Precios al Consumidor Índice dei prezzi al consumatore. Le tariffe aggiornate sono le seguenti:

-Diritto di allacciamento. Importo una tantum da pagare al momento dell'iscrizione della proprietà. Il costo per la ZR e ZNR è differente ed è rispettivamente di 0,19 e 0,32 €/m².

-Materiale per l'allacciamento. Importo una tantum da pagare al momento dell'iscrizione, legato alla grandezza del contatore contrattato.

-Nuova opera. Importo una tantum da pagare nelle zone dove è richiesto un ampliamento della rete di distribuzione. Il prezzo oscilla tra 0,30 e 0,75 €/m².

-Canone. Serve per ricoprire i costi fissi della manutenzione. Il prezzo è di 16,80 euro mensili per ogni ettaro, con una quota minima di 8,40 euro se la superficie non raggiunge mezzo ettaro.

Tariffa a consumo:

Dipende direttamente dal consumo di acqua in metri cubi. Il prezzo tuttavia varia anche in base al settore di appartenenza ed oscilla tra 0,2436 e 0,3062 €/m³.

Quando il consumo annuo supera i 7.000 m³/ha è applicata una maggiorazione:

- da 7.001 a 8.000 m³/ha rincaro del 15%
- da 8.001 a 9.000 m³/ha rincaro del 30%
- 9.001 m³/ha rincaro del 45%.

Il riutilizzo delle acque rigenerate in agricoltura all'interno dell'area gestita dalla Comunità ha sicuramente contribuito a diminuire l'estrazione delle acque sotterranee favorendo così il lento recupero degli acquiferi della zona. Il riutilizzo, inoltre, ha permesso:

- la diminuzione dei reflui sversati in mare
- la riduzione dei sali accumulati nel terreno
- la riduzione dell'uso di fertilizzanti.

La minor salinità delle acque reflue depurate utilizzate per l'irrigazione all'interno della comunità ha consentito di ridurre la quantità di acqua destinata al lavaggio dei sali accumulati nel terreno di coltura. Il carico di nutrienti presente nelle acque rigenerate ha inoltre permesso la riduzione dell'uso di fertilizzanti. Questi composti costituiscono una risorsa ma rappresentano anche un rischio per il suolo, per le acque superficiali e per le falde acquifere sotterranee e andrebbero comunque monitorati al fine di evitare possibili forme di contaminazione. In zone vulnerabili ai nitrati l'apporto di nutrienti tramite le acque depurate va gestito mediante un attento calcolo del bilancio nutritivo. Altre possibili fonti di rischio da non sottovalutare sono i metalli pesanti. Elementi quali ferro, rame e zinco, pur essendo essenziali per il metabolismo vegetale, ad elevate concentrazioni possono esercitare effetti tossici. È stato però rilevato come l'apporto di metalli pesanti dovuto ai fertilizzanti chimici sia spesso decisamente superiore a quello derivante dall'impiego di liquami affinati. Il comparto industriale della città di Almeria è costituito, comunque, quasi esclusivamente dall'estrazione e dalla lavorazione del marmo. I residui rilasciati da questo processo nelle acque di scarico si riducono a materiali grossolani,

sedimentabili ed in sospensione. Sono invece assenti, o meglio ridotti, quei composti chimici che possono provocare pericolose forme di contaminazione e compromettere seriamente le fasi di depurazione, gestione e riutilizzo delle acque reflue. L'esperienza di riutilizzo delle acque reflue depurate nella città di Almeria deve essere valutata alla luce della realtà economico-sociale ed ambientale ereditata dalla comunità di Las Cuatro Vegas. Il deficit idrico provocato dallo sfruttamento incontrollato delle risorse sotterranee aveva determinato la situazione seguente:

- paralisi dell'attività economica della zona
- spopolamento
- speculazioni nel mercato dell'acqua
- degradazione della qualità degli acquiferi (intrusione marina).

L'utilizzo dell'acqua rigenerata in agricoltura ha permesso di:

- duplicare in poco tempo la produzione di pomodori (kg/m²)
- recuperare la produzione di colture sensibili
- recuperare terre abbandonate
- coltivare nuove terre.

Dopo undici anni di esperienza di riutilizzo mediante un sistema di distribuzione appositamente predisposto, si è riusciti a:

- fornire acqua rigenerata a prezzi competitivi e contrastare la speculazione dei pozzi
- garantire un servizio di approvvigionamento efficiente e costante ottimizzando gli sprechi
- riunire gli interessi degli agricoltori
- gestire le scarse risorse idriche disponibili in linea con il concetto di sostenibilità.

8.6 Il Prossimo Investimento della comunità'

- Tav. 13 Particolare : impianto di disinfezione;
- Tav. 14 Particolare : vasca di sedimentazione;
- Tav. 15 Particolare : pozzetti di ispezione;
- Tav. 16 particolare : scolmatore di piena;
- Tav. 17 particolare : strigliatore;
- Tav. 18 particolare : disoleatore;
- Tav. 19 Particolare : stazione di pompaggio (sottosuolo)
- Tav. 20 Particolare : stazione di pompaggio
- Tav. 21 Particolare : particolare: sezioni di scavo e ripristino;

La documentazione del progetto preliminare evidenzia una spesa presunta, dell'opera complessiva, di € 4.000.000,00 così suddivisi:

A) Importo lavori

a1) Somme soggette a ribasso d'asta	€ 3.361.851,98
a2) Oneri per la sicurezza non soggetti a ribasso d'asta	
a3) Oneri aggiuntivi per la sicurezza non soggetti a ribasso d'asta	€ 100.855,57
Totale lavori	<hr/> € 3.462.707,55

B) Somme a disposizione dell'Amministrazione

b1) IVA 10 % sui lavori	€ 0,00
b2) Capitalizzazioni interne per spese di progettazione, D.L. e contabilità	€ 194.295,60
Collaudo	€ 29.717,91
Spese tecniche attività per la sicurezza :	
Piani sicurezza - coordinatore sicurezza	
in fase progettuale	€ 23.706,07
in fase esecutiva	€ 39.510,11
indagini geologico-tecniche, di portanza e assistenza	€ 27.271,99
indaarcheologiche preliminari	€ 3.000,00
Calcoli strutture in C.A. e loro collaudo	€ 20.590,21
b3) IVA 20 % su b2)	€ 0,00
b4) Spese generali	
Servitù ed espropri	€ 36.016,96
pratiche attravers. FFSS, ANAS e Provincia e Rii	€ 16.000,00
Allacciamento ENEL e/o integrazione	€ 12.000,00
Oneri per spese di pubblicazione, appalto e commissione	€ 6.000,00
b5) Imprevisti ed imprevedibili	€ 129.183,60
	€ 537.292,45
	€ 537.292,45

Importo complessivo opera

€ 4.000.000,00

Conclusioni

Oltre due miliardi di persone nel mondo vivono in paesi con una situazione di stress idrico. Vuol dire che il rapporto tra l'acqua dolce totale prelevata e le risorse totali di acqua dolce rinnovabile supera la soglia del 25%. L'Africa settentrionale e l'Asia occidentale hanno livelli di stress idrico superiori al 60 per cento, il che indica una limitata presenza nel tempo del bene acqua. Secondo UN Water, che coordina il lavoro delle Nazioni Unite sul tema, nel 2030 il 47% della popolazione mondiale vivrà in zone con elevata carenza idrica. L'OCSE afferma che l'uso di acqua è cresciuto più del doppio rispetto al tasso di incremento della popolazione, e che la domanda di acqua aumenterà del 55% a livello globale entro il 2050 a causa dell'aumento della produzione industriale, elettrica e agricola. Con lo scenario attuale dei cambiamenti climatici, entro il 2030, la scarsità d'acqua in alcuni luoghi aridi e semi-aridi obbligherà a spostare un numero di persone compreso tra 24 e 700 milioni. Occorrono buone pratiche alle quali ispirarsi. Per esempio in Israele, dove il problema della scarsità d'acqua è molto importante, si riesce a coltivare nel deserto e l'85% delle acque reflue di provenienza domestica viene purificato e riutilizzato in agricoltura. L'inquinamento che deriva dall'impiego di pesticidi, fertilizzanti e dai rifiuti umani e industriali. L'agricoltura, che utilizza il 70% dell'acqua dolce disponibile del pianeta, spreca circa la metà della stessa acqua per via di sistemi di irrigazione tecnicamente obsoleti e inefficienti, oltre a scelte colturali inappropriate. In molti paesi, dove si producono grandi quantità di cibo, l'uso incontrollato, in molti casi esagerato, di acqua in agricoltura sta esaurendo gli invasi naturali tra cui fiumi, laghi e falde sotterranee con ripercussioni negative su tutto ciò che concerne anche la fauna ittica.

Bibliografia

1. Meteoweb Articolo di Beppe Corialdi
2. Rinnovabili.it
3. Ministero delle Politiche Agricole e Forestali
4. Ispira Istituto Superiore per la Protezione Ambientale
5. Arnold, Bardhan, Cooper e Kumbhakar, “New Uses of DEA and Statistical Regressions for Efficiency Evaluation and Estimation — With an Illustrative Application to Public Secondary Schools in Texas”, *Annal of Operations Research*, n. 66, pp. 255-278.
6. Azienda Po-Sangon, Indagine sui grandi impianti di depurazione con potenzialita' superiore a 50.000 A.E.
7. Bardhan, Cooper e Kumbhakar, “A Simulation Study of Joint Uses of DEA and Statistical Regressions for Production Function Estimation and Efficiency Evaluation”, *Journal of Productivity Analysis*, n. 9, pp. 249-278.
8. Charnes A., W. W. Cooper, A.Y. Lewin, and L. M. Seiford, *Data Envelopment Analysis: Theory, Methodology, and Applications*. Kluwer Academic Publishers.
9. Fried, H.O., Knox Lovell, C.A. e Schmidt, S.S. *The measurement of productive efficiency*, Oxford University Press.
10. Greene, W. “The econometric approach to efficiency analysis”, in Fried, H.O., Knox Lovell, C.A. e Schmidt, S.S., (cur.), *The measurement of productive efficiency*, Oxford University Press.
11. ISTAT *Gli impianti di depurazione delle acque reflue urbane*. *Informazioni*, n.3.
12. ISTAT *Il processo di depurazione e la qualita' delle acque reflue urbane* *Informazioni*, n. 67.
13. ISTAT *Caratteristiche strutturali degli impianti di depurazione delle acque reflue* *Informazioni*, n.76.
14. Kalirajan e Shan ”Frontier Production Functions and Technical Efficiency Measures”, *Journal of Economic Surveys*, vol. 13, n. 2, pp. 149-172.

