

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PADOVA
FACOLTÀ DI INGEGNERIA
DIPARTIMENTO DI PROCESSI CHIMICI DELL'INGEGNERIA



TESI DI LAUREA IN INGEGNERIA DEI PROCESSI
INDUSTRIALI E DEI MATERIALI
CLASSE 10 INGEGNERIA INDUSTRIALE
(DM 207/04)

VERIFICA DELL'IMPIANTO DI DEPURAZIONE DI
SOLESINO

Relatore: Ch.mo prof. Lino Conte

Correlatore: Ing. Luigi Falletti

Tutor aziendale: Ing. Andrea Rigato

Laureando: Thomas Paladin

Anno Accademico 2010-2011

Indice

INTRODUZIONE	1
---------------------------	---

CAPITOLO 1 – Normativa sulle acque reflue

1.1 Decreto Legislativo n. 152/2006.....	3
1.2 Il piano di tutela delle acque della regione Veneto.....	5
1.3 Decreto Ministeriale del 30/7/1999 (Ronchi-Costa).....	6

CAPITOLO 2 – Trattamenti depurativi

2.1 I trattamenti primari.....	9
2.1.1 Grigliatura e stacciatura.....	9
2.1.2 Dissabbiatura e disoleatura.....	9
2.1.3 Sollevamento.....	10
2.1.4 Equalizzazione.....	11
2.1.5 Sedimentazione primaria.....	11
2.2 I trattamenti secondari.....	11
2.2.1 Ossidazione biologica.....	12
2.2.2 Nitrificazione.....	14
2.2.3 Denitrificazione.....	15
2.2.3.1 Configurazioni impiantistiche per il processo di denitrificazione.....	16
2.2.4 Sedimentazione secondaria.....	16
2.3 I trattamenti terziari.....	18
2.3.1 Defosfatazione.....	18
2.3.2 La disinfezione.....	18
2.4 I trattamenti del fango.....	19
2.4.1 L'ispessimento e l'accumulo.....	19
2.4.2 La stabilizzazione.....	19
2.4.3 La disidratazione e lo smaltimento.....	20

CAPITOLO 3 – Descrizione dell’impianto di Solesino

3.1 Introduzione.....	21
3.2 Limiti allo scarico.....	21
3.3 Schema a blocchi.....	22
3.4 Linea acque.....	23
3.4.1 Staccatura.....	23
3.4.2 Sollevamento.....	23
3.4.3 Trattamento biologico.....	23
3.4.4 Sedimentazione.....	25
3.4.5 Disinfezione.....	25
3.5 Linea fanghi.....	26
3.5.1 Ispessimento e accumulo.....	26
3.5.2 Disidratazione.....	26

CAPITOLO 4 – Analisi di funzionamento

4.1 Obiettivi materiali e metodi.....	27
4.2 Portate e carichi.....	30
4.3 Valutazione dei parametri.....	35
4.3.1 Capacità ossidante.....	35
4.3.2 Capacità nitrificante.....	36
4.3.3 Capacità denitrificante.....	38
4.3.4 Calcolo della capacità limite del sedimentatore.....	40
4.3.5 Carico idraulico superficiale.....	40
4.3.6 Carico superficiale di solidi sospesi.....	40
4.3.7 Calcolo dell’ età del fango.....	41
4.3.8 Carico superficiale di solidi sospesi ispessitore.....	41
4.3.9 Tempo di ritenzione.....	42
4.3.10 Disidratazione e smaltimento.....	42

CONCLUSIONI.....43

BIBLIOGRAFIA.....45

Introduzione

La crescente attenzione alla salvaguardia dell'ambiente e in particolare delle aree sensibili come il bacino scolante della laguna di Venezia, ha comportato la stesura di normative in materia ambientale, con limiti allo scarico sempre più restrittivi.

Gli impianti di depurazione trattano i reflui civili e industriali permettendone la reimmissione nell'ambiente, limitandone l'impatto.

L'obiettivo di questa tesi è dunque l'analisi di funzionamento dell'impianto di depurazione delle acque reflue civili di Solesino, per verificarne la capacità depurativa ed eventuali punti critici.

L'analisi è condotta con l'acquisizione delle volumetrie delle vasche, con la misura delle portate, con l'esecuzione di campionamenti e analisi chimiche lungo la filiera depurativa. Sulla base di questi dati si calcolano i carichi inquinanti in ingresso ed uscita, le rese di abbattimento e gli altri parametri di funzionamento.

CAPITOLO 1

Normativa sulle acque reflue

In questo capitolo saranno trattate le principali normative nazionali e regionali per la tutela delle acque dall'inquinamento, con particolare riferimento agli scarichi di impianti di depurazione di acque reflue urbane.

1.1 Decreto Legislativo n. 152/2006

L'attuale legge-quadro per la tutela delle acque dall'inquinamento è il D.Lgs. 152/2006 alla parte III; esso ha sostituito il precedente D.Lgs. 152/1999 e lo ha integrato all'interno di un testo unico. Sono importanti alcune definizioni:

- ♣ Abitante equivalente (A.E.): il carico organico biodegradabile avente una richiesta biochimica di ossigeno a 5 giorni (BOD₅) pari a 60 grammi al giorno.
- ♣ Acque reflue domestiche: acque reflue provenienti da insediamenti di tipo residenziale e da servizi e derivanti prevalentemente dal metabolismo umano e da attività domestiche.
- ♣ Acque reflue industriali: qualsiasi tipo di acque reflue scaricate da edifici o impianti in cui si svolgono attività commerciali o di produzione di beni, diverse dalle acque reflue domestiche.
- ♣ Acque reflue urbane: acque reflue domestiche o il miscuglio di acque reflue domestiche, di acque reflue industriali e/o di quelle meteoriche di dilavamento convogliate in reti fognarie, anche separate, e provenienti da agglomerato.
- ♣ Bacino scolante: rappresenta il territorio la cui rete idrica superficiale scarica, in condizioni di deflusso ordinario, nella laguna di Venezia.
- ♣ Fognatura mista: rete fognaria che canalizza sia acque reflue urbane che acque meteoriche di dilavamento.

- △ Fognatura separata: la rete fognaria costituita da due canalizzazioni, la prima adibita alla raccolta e al convogliamento delle sole acque meteoriche di dilavamento e la seconda adibita alla raccolta e al convogliamento delle acque reflue urbane.

Il D.Lgs. 152/2006 stabilisce la disciplina degli scarichi a livello nazionale. Tutti gli impianti di depurazione di acque reflue urbane di potenzialità superiore a 2000 A.E. devono rispettare i limiti allo scarico della tab. 1 Allegato 5 alla parte III.

Tabella 1. 1: Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane.[2]

Potenzialità impianto A.E.	2.000 - 10.000		> 10.000	
Parametri (media giornal.)	Concentrazione	% riduzione	Concentrazione	% di riduzione
BOD ₅ (senza nitrificazione)	≤ 25	70-90	≤ 25	80
COD	≤ 125	75	≤ 125	75
Solidi Sospesi	≤ 35	90	≤ 35	90

In alcune zone, definite all'art. 91 come “aree sensibili”, si applicano anche limiti restrittivi per l'azoto e il fosforo; tali aree sono individuate con i criteri specificati all'Allegato 6. Si considera area sensibile un sistema idrico classificabile in uno dei seguenti gruppi:

- △ laghi naturali, altre acque dolci, estuari e acque del litorale già eutrofizzati o probabilmente esposti a prossima eutrofizzazione in assenza di interventi protettivi specifici;
- △ acque dolci superficiali destinate alla produzione di acqua potabile che potrebbero contenere, in assenza di interventi, una concentrazione di nitrato superiore a 50 mg/L;
- △ aree che necessitano, per gli scarichi afferenti, di un trattamento supplementare al trattamento secondario al fine di conformarsi alle prescrizioni previste dalla presente norma.

La tabella 2 dell'Allegato 5 (tabella 1.2) alla parte III stabilisce i limiti per l'azoto e il fosforo nelle aree sensibili; le concentrazioni o le percentuali di riduzione del carico inquinante indicate devono essere raggiunti per uno od entrambi i parametri a seconda della situazione locale. Anche l'impianto di Solesino, oggetto di questa tesi, si trova in area sensibile.

Tabella 1. 2. Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane recapitanti in aree sensibili.[2]

Parametri (media annua)	Potenzialità impianto in A.E.			
	10.000 - 100.000		> 100.000	
	Concentrazione	% riduz.	Concentrazione	% riduz.
Fosforo totale	≤ 2	80	≤ 1	80
Azoto totale	≤ 15	70-80	≤ 10	70-80

1.2 Il piano di tutela delle acque della regione Veneto

Il piano di tutela delle acque è la normativa locale di riferimento; esso è stato adottato nel 2009 ed è composto da tre documenti: sintesi degli aspetti conoscitivi, indirizzi di piano, norme tecniche di attuazione. La parte più importante per la disciplina degli scarichi sono le norme tecniche di attuazione. In particolare il PTA divide il territorio in zone a differente sensibilità sulla base di criteri geomorfologici, idrologici e di densità abitativa: zona montana, zona di pianura (a bassa o ad elevata densità insediativa), zona di ricarica degli acquiferi, zona costiera, mare; in base alla zona e alla potenzialità (A.E.) dello scarico vengono stabiliti i limiti come mostrato in tab. 1.3; tali limiti, riferiti ai parametri significativi per scarichi urbani, sono riportati in tab. 1.4.

Tabella 1. 3 : soglie per l'applicazione dei limiti di emissione allo scarico delle acque reflue urbane in acque superficiali [1]

abitanti equivalenti	zona montana	zona di pianura a bassa densità insediativa	zona di pianura ad elevata densità insediativa	zona di ricarica degli acquiferi	zona costiera	acque marine
< 100						E
Da 100 a 199				A		E
Da 200 a 499			A	A	A	E
Da 500 a 1999	A	A	A	B	A	E
Da 2000 a 9999	B	C	C	D	C	E
≥ 10000	C	C	C	D	C	E

Tabella 1. 4 : limite di emissione per gli scarichi di acque reflue urbane in acque superficiali[1]

	unità di misura	A	B	C	D	E
Solidi sospesi totali	mg/L	200	150	35	35	35
BOD ₅ (come O ₂)	mg/L	<190	80	25	25	25
COD (come O ₂)	mg/L	<380	250	125	125	125
Azoto ammoniacale (come NH ₄)	mg/L	30	30	15	5	30

Azoto nitroso (come N)	mg/L	2	2	0,6	0,2	2
Azoto nitrico (come N)	mg/L			20	20	50
Azoto tot. inorganico come N	mg/L	55	55			
Grassi e olii animali / vegetali	mg/L	40	20	20	20	20
Fosforo totale (come P)	mg/L	20	15	10	5	20

1.3 Decreto Ministeriale del 30/7/1999 (Ronchi-Costa)

Il decreto ministeriale del 30/7/1999 stabilisce i limiti allo scarico degli impianti di depurazione che abbiano come bacino scolante la laguna veneziana, che è un'area particolarmente sensibile da tutelare con una legislazione apposita. I limiti lì contenuti sono più restrittivi di quelli del D.Lgs. 152/1999 (ora D.Lgs. 152/2006) e del PTA, e sono finalizzati a ridurre progressivamente l'inquinamento nel delicato ecosistema lagunare e scongiurare fenomeni di eutrofizzazione. Nella fig. 1.1 è rappresentato il bacino scolante nella Laguna di Venezia, in tab. 1.5 sono riportati i limiti allo scarico per il bacino scolante, riferiti ai parametri più significativi per i reflui urbani.

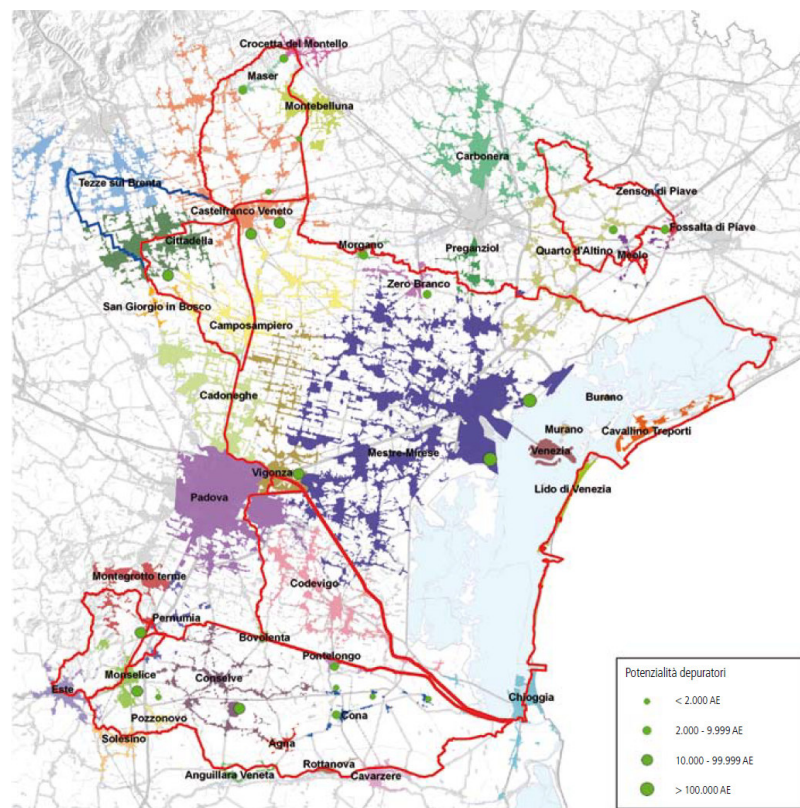


Fig 1.1: rappresentazione grafica del bacino scolante di Venezia [2]

Tabella 1.5: limiti allo scarico nella laguna di Venezia e nei corpi idrici del suo bacino scolante [3]

	Unità di misura	Valore
BOD	mg/l O ₂	25
azoto totale	mg/l N	10
fosforo totale	mg/l P	1
pH	6 – 9	
solidi sedimentabili	mg / l	eliminati
solidi sospesi totali	mg / l	35
COD	mg/l O ₂	120
azoto ammoniacale	mg / l N	2
azoto nitroso	mg / l N	0,3
azoto nitrico		eliminato
Fosfati	mg / l P	0,5
grassi ed olii animali e naturali	mg / l	10

L'impianto di depurazione di Solesino è dimensionato per un numero di abitanti equivalenti pari a 19.000, inoltre è situato in una zona di pianura a bassa densità insediativa e parte del bacino scolante è la laguna di Venezia, come è possibile verificare nella rappresentazione sovrastante in cui Solesino rientra parzialmente nei confini dell'area del bacino scolante della laguna di Venezia (sud – ovest); dunque l'impianto di Solesino è sottoposto al D.M. 30 luglio 1999.

CAPITOLO 2

TRATTAMENTI DEPURATIVI

2.1 I trattamenti primari

I trattamenti primari sono processi semplici, basati su principi fisici, eseguiti sul liquame in ingresso nell'impianto; essi sono necessari per un corretto funzionamento delle unità impiantistiche successive.

2.1.1 Grigliatura e stacciatura

La grigliatura e la stacciatura sono processi finalizzati a trattenere il materiale grossolano presente nei liquami mediante l'utilizzo di griglie o reti metalliche; la capacità di trattenimento dei solidi sospesi dipende dalle caratteristiche strutturali e dalla luce libera di passaggio. La grigliatura può quindi essere classificata come:

- grigliatura grossolana: l'intervallo tra due barre è compreso tra 3 – 6 cm, vengono trattenuti soltanto i solidi più grossolani;
- grigliatura fine: l'intervallo tra due barre è compreso tra 0,8 – 3 cm;
- grigliatura finissima: l'intervallo tra due barre è compreso tra 1 – 8 mm, questo trattamento è indicato se nell'impianto non è presente la sedimentazione primaria;
- stacciatura: avviene con l'uso di reti metalliche o stacci rotanti in lamiera forata, trattiene solidi con dimensioni superiori a 0,2 – 0,5 mm.

La pulizia delle griglie avviene generalmente con sistemi automatizzati.

2.1.2 Dissabbiatura e disoleatura

La dissabbiatura e la disoleatura sono trattamenti di notevole importanza per le successive operazioni. La dissabbiatura è necessaria sia per evitare abrasioni o intasamenti delle condutture, sia per evitare depositi di sabbia nelle vasche di trattamento biologico, in quanto ne ridurrebbe il volume utile. I disabbatori hanno la capacità di trattenere particelle di diametro efficace uguale o superiore 0,20 mm.

Questa operazione necessita di particolare attenzione: il dissabbiatore deve trattenerne efficacemente le sabbie ma non deve fermare i composti organici putrescibili. La sabbia raccolta deve essere smaltita, ma se rispetta i limiti di concentrazione massima per le sostanze organiche può essere considerata materiale inerte.

- Dissabbiatori a canale: in questo caso il liquame attraversa un canale con fondale a forma di v, ove le sabbie si depositano per gravità. Il dimensionamento è basato sulla velocità di passaggio che viene regolata tra 0,2 – 0,4 m/s; la lunghezza di un canale dissabbiatore è circa 20 – 25 volte l'altezza massima.
- Dissabbiatori aerati: sfruttano l'azione delle forze di gravità e centrifuga per far depositare la sabbia. Il liquame scorre longitudinalmente, mentre viene insufflata aria in senso ortogonale; essa imprime un moto a spirale alle sabbie facendole urtare contro le pareti e quindi depositare. Le sabbie sono raccolte con un carroponete. Questo sistema è impiegato sia in piccoli che in grandi impianti.
- Dissabbiatori a vortice: sono costituiti da una vasca conica in un cui l'effluente entra ed esce tangenzialmente. Il materiale sabbioso per effetto della forza centrifuga è spinto contro le pareti della vasca e si deposita nel fondo. Per evitare la deposizione del materiale organico più leggero si mantiene agitato il liquame mediante palette.

La dissabbiatura può essere abbinata alla disoleatura. Questa è necessaria per evitare che olii e grassi ostacolino gli scambi tra aria e biomassa nel successivo trattamento biologico. Nei dissabbiatori aerati si crea una zona di calma ove gli olii flottati per effetto dell'aria possono raccogliersi ed essere quindi allontanati.

2.1.3 Sollevamento

Il sollevamento è l'operazione consistente nel portare il liquame ad un livello più alto rispetto al piano campagna, in modo che poi possa fluire da un trattamento al successivo per gravità; in generale è più economico costruire vasche sopraelevate piuttosto che interrate; per giunta, queste ultime sono a più diretto contatto con le falde idriche.

Questa operazione, solitamente posta a valle della grigliatura/stacciatura per evitare problemi meccanici, si esegue per mezzo di pompe sommerse oppure di coclee.

2.1.4 Equalizzazione

L'equalizzazione ha lo scopo di limitare le variazioni di portata e carico organico all'impianto. I valori massimi di carico si rilevano in genere durante le ore diurne, mentre i valori minimi sono nelle ore notturne. Per attuare questa operazione, nell'impianto viene realizzata una vasca con funzione di polmone, da cui il refluo viene poi pompato ai successivi trattamenti con portata costante. In questo stadio si deve mantenere un'efficace agitazione per evitare deposizione di solidi nel fondo e garantire l'ossigenazione dell'ambiente affinché non si instaurino condizioni settiche.

2.1.5 Sedimentazione primaria

La sedimentazione primaria consiste nella decantazione del liquame affinché si depositino nel fondo particelle organiche. La sedimentazione è governata dalla velocità di caduta delle particelle nel sedimentatore; essa dipende teoricamente dalla densità delle particelle e dalla viscosità dell'acqua. In realtà il dimensionamento di un sedimentatore primario si basa su valori empirici della velocità ascensionale (o carico idraulico superficiale), dai quali si calcola la superficie necessaria:

$$S = \frac{Q}{G_{1S}} \quad (2.1)$$

Nota la portata Q [m^3/h], valori usuali del carico idraulico superficiale per un sedimentatore primario sono $1 - 2 m^3/m^2h$.

Le vasche si distinguono per la diversa configurazione, a flusso ascensionale o longitudinale, ma entrambe hanno lo stesso principio di funzionamento; le particelle solide vengono convogliate verso una tramoggia di raccolta per mezzo di un carroponete. Le sostanze che si depositano nel fondo del sedimentatore sono molto putrescibili e quindi sono trattate in linea fanghi ed inviate alla stabilizzazione; il surnatante viene inviato ai trattamenti secondari.

2.2 I trattamenti secondari

I trattamenti secondari sono finalizzati all'abbattimento del carico organico, dei composti azotati e fosforici presenti nel liquame per via biologica o chimica; questi

composti devono essere rimossi per evitare il consumo dell'ossigeno contenuto nei corpi idrici recettori, e inoltre azoto e fosforo potrebbero provocare fenomeni di eutrofizzazione.

2.2.1 Ossidazione biologica

L'ossidazione biologica consiste in un insieme di reazioni biochimiche di trasformazione di sostanze organiche disciolte e sospese non sedimentabili fino a sostanze sedimentabili e prodotti semplici come acqua e anidride carbonica. I microrganismi che ossidano le sostanze contenute nel liquame si aggregano in forma di fiocchi di fango attivo. La misura della quantità di massa biologica viva e attiva è ricondotta ai solidi sospesi volatili nella vasca di aerazione; essi sono mediamente il 65% – 75% dei solidi sospesi totali. L'azione catabolica del metabolismo ha come principale effetto il consumo di inquinante solubile per ottenere energia necessaria alla vita dei batteri; l'anabolismo è la produzione di nuova biomassa. Dapprima i fiocchi di fango attivo catturano la sostanza contenuta nel refluo (bioflocculazione), che viene poi idrolizzata e ossidata. Queste reazioni biologiche necessitano di ossigeno, che viene fornito in genere insufflando aria compressa mediante appositi diffusori posti al fondo della vasca; l'aria insufflata provvede anche alla miscelazione delle vasche.

L'acqua depurata viene poi separata dalla biomassa in un sedimentatore; parte della biomassa addensata viene ricircolata alle vasche biologiche per garantirne una sufficiente concentrazione nel processo, parte è estratta come fango di supero e avviata alla linea trattamento fanghi. Un'elevata concentrazione di massa biologica permette una più veloce ossidazione in minori spazi; valori usuali sono 3 – 6 kg_{SS}/m³. Il principale parametro di dimensionamento delle vasche di ossidazione biologica è il carico del fango, ossia il rapporto tra il carico di sostanza organica in ingresso e la quantità di biomassa presente nella vasca; esso è definito come:

$$F_c = \frac{f}{m \cdot t} \quad (2.2)$$

In questa formula f/t è la portata di composto organico (kg BOD₅/giorno), m è la massa di microrganismi (KgSS) presenti nella miscela aerata. Gli impianti sono detti ad ossidazione prolungata per $F_c < 0.10$ kg_{BOD}/kg_{SSd}, basso carico per F_c compreso tra 0.10 – 0.30 kg_{BOD}/kg_{SSd}, a medio carico per F_c tra 0.30 – 0.50 kg_{BOD}/kg_{SSd}, ad

alto carico per $F_c > 0.50 \text{ kg}_{\text{BOD}}/\text{kg}_{\text{SSd}}$. Quanto minore è il carico del fango, tanto più elevato è il grado di stabilizzazione della sostanza organica, maggiore la richiesta di ossigeno e minore la produzione di fango di supero.

L'ossigeno insufflato è consumato dapprima da composti riducenti come mercaptani, aldeidi, solfuri e solfiti; quindi è consumato nelle reazioni biochimiche di ossidazione della sostanza organica e di respirazione endogena. La quantità di ossigeno richiesta dall'ossidazione biologica si calcola con la seguente formula [4]:

$$O = I + a'F_a + \frac{e}{24} b' M_d + 4,6mTKN - 2,85m'N \quad (2.3)$$

Qui O è la richiesta complessiva di ossigeno [kgO_2/d], I è la richiesta immediata di ossigeno, F_a è il BOD_5 abbattuto nel sistema [$\text{kg BOD}_5/\text{d}$], a' è il coefficiente di respirazione per sintesi [$\text{kgO}_2/\text{kgBOD}_5$], M_d è la massa complessiva di microrganismi [kgSSV], b' è il coefficiente di assorbimento di ossigeno per respirazione endogena [$\text{kgO}_2/\text{kgSSVd}$], t numero di ore in cui sono in funzione gli aeratori, 4,6 sono i kg O_2 assorbiti per i nitrati in 1 kg di N-TKN , TKN è l'azoto che viene nitrificato [kgTKN/d], m è la frazione di azoto ridotto nitrificato, N è l'azoto sottoforma di nitrato soggetto a denitrificazione [$\text{kg N-NO}_3/\text{d}$], m' è la frazione di azoto sottoforma di nitrato soggetto a denitrificazione, 2,85 sono i kg di O_2 recuperati in seguito della riduzione di 1 kgNO_3 in azoto gas.

Un altro parametro molto importante è il rapporto di ricircolo definito come:

$$R = \frac{Q_r}{Q_i} = \frac{C_a}{C_r - C_a} \quad (2.4)$$

Q_r è la portata di ricircolo, Q_i è la portata di liquame in ingresso, C_a è la concentrazione di fango nella vasca, C_r è la concentrazione di fango nel ricircolo. In fase di gestione, aumentando il rapporto di ricircolo aumenta la concentrazione del fango nella vasca di ossidazione, però con un limite rappresentato dal maggiore carico di solidi che arrivano al sedimentatore e ne possono pregiudicare l'efficienza.

Infine l'età del fango (misurata in giorni) è definita come il rapporto tra la biomassa totale presente nella vasca di ossidazione e la quantità viene estratta giornalmente come fango di supero:

$$E = \frac{M}{\Delta X} \quad (2.5)$$

E = età del fango, M è la quantità di fango presente complessivamente nel sistema (kg SS), ΔX è la quantità di fango di supero prodotta giornalmente (kg SS/d).

2.2.2 Nitrificazione

La nitrificazione è una trasformazione che consente di ottenere nitrati dall'azoto ammoniacale, reazione che avviene ad opera di batteri autotrofi strettamente aerobi. In realtà, la trasformazione non è diretta, ma composta dalla reazione di nitrosazione, ad opera di batteri del genere *Nitrosomonas* che trasformano l'azoto ammoniacale in nitrito, e dalla reazione di nitrificazione vera e propria, in cui batteri del genere *Nitrobacter* convertono i nitriti in nitrati. [4]

Nitrosazione



Nitrificazione



Il controllo del processo di nitrificazione avviene mediante la concentrazione di ossigeno disciolto, dal pH e dalla temperatura. Lo stadio limitante del processo di conversione dell'azoto è dato dalla nitrosazione. Per garantire la nitrificazione nella vasca in cui avviene l'ossidazione occorre mantenere una velocità di asportazione di fango di supero sempre inferiore della velocità di produzione del microrganismo; ossia si deve operare con carichi del fango non oltre 0.15 kg_{BOD}/kg_{SSd}.

La concentrazione minima di ossigeno disciolto da mantenere nella vasca è 2 mg/l O₂. I valori ottimali di pH sono all'interno del range 8,4 – 9, al di sotto della soglia di 6 la nitrificazione non avviene; questo parametro deve essere attentamente controllato in quanto la reazione di nitrificazione abbassa l'alcalinità dell'effluente (pari a 7.14g

CaCO₃ per ogni g N ossidato). Il processo funziona bene anche a basse temperature (5–6 °C), ma l'innesco della reazione avviene spontaneamente solo se a temperature superiori di 10 °C, la conversione migliora con la temperatura per cui è possibile aumentare la portata di fango in eccesso. I batteri nitrificanti sono i più sensibili alle perturbazioni fra cui scarichi di metalli pesanti, e ne potrebbero risultare avvelenati. La velocità di nitrificazione è descritta mediante la cinetica di Monod: [4]

$$v_T = v_{max} \frac{S_n}{K_n + S_n} * \frac{OD}{K_0 + OD} * \phi^{T-20} * [1 - 0,833(7,2 - pH)] \quad (2.6)$$

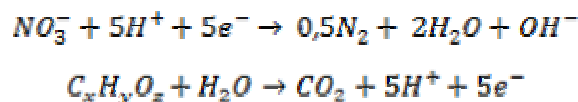
In questa formula v_T è la velocità di nitrificazione alla temperatura T (kgN/kgSSVd), v_{max} è la velocità specifica massima (0.096 kgN/kgSSVd), K_0 è la costante di affinità O₂-batteri e vale 1 mg/l, ϕ è il coefficiente di correzione per la temperatura e vale 1.12, K_n è la costante di affinità TKN-batteri e vale 0.1 mg/l, S_n è la concentrazione di TKN nella vasca (mg/l), OD è la concentrazione di ossigeno disciolto nella vasca (mg/l). L'influenza del pH sulla velocità di nitrificazione è calcolabile con la formula:[4]

$$\mu = \mu_{max}(1 - 0,833(7,2 - pH)) \quad (2.7)$$

2.2.3 Denitrificazione

Il processo di denitrificazione è finalizzato a rimuovere l'azoto nitrico formatosi nella nitrificazione trasformandolo in azoto gassoso molecolare. Questa trasformazione è ad opera di batteri eterotrofi facoltativi del genere Pseudomonas, Micrococcus, Bacillus, Spirillum, e avviene in ambiente anossico, per cui si devono evitare tutte le possibili cause di traferimento di ossigeno all'effluente. Questi batteri utilizzano i nitrati come accettori finali di elettroni, ceduti dai composti organici con conseguente produzione acqua, anidride carbonica e azoto molecolare.

Le reazioni su cui si basa la denitrificazione sono le seguenti:



Queste reazioni aumentano l'alcalinità dell'effluente di circa 3,14 g di alcalinità (CaCO₃) per g N-NO₃ ridotto. La velocità di denitrificazione è influenzata dalla temperatura, e se ne tiene conto con la formula:

$$v_{DN,T} = v_{DN,20^{\circ}C} \theta^{T-20^{\circ}C} \quad (2.8)$$

In questa formula $v_{DN,20^{\circ}C}$ è la velocità di denitrificazione a 20°C (0.08 kgN/KgSSVd per la predenitrificazione, 0.01 kgN/KgSSVd per la post-denitrificazione), T è la temperatura, θ è il coefficiente di correzione per la temperatura e vale 1.07. Anche la denitrificazione è influenzata dal pH, l'intervallo ottimale tra 6,5 – 7,5.

2.2.3.1 Configurazioni impiantistiche per il processo di denitrificazione

- A. Predenitrificazione: questo schema prevede la vasca di denitrificazione a monte di quella di ossidazione-nitrificazione: in tal modo nella vasca di denitrificazione giunge parte il ricircolo contenente nitrati e l'effluente ancora ad elevate concentrazioni di sostanze carboniose.
- B. Postdenitrificazione: questa configurazione prevede la denitrificazione a valle dell'ossidazione-nitrificazione; quindi essa riceve una torbida contenete nitrati ma gran parte delle sostanze carboniose sono state abbattute e la velocità del processo è molto minore rispetto al caso precedente.
- C. Denitrificazione ad intermittenza: in questo caso si procede nella stessa vasca sia alla nitrificazione che alla denitrificazione, alternando condizioni ambientali aerobiche a condizioni anossiche, attivando ad intermittenza i compressori che insufflano aria.

Tra le tre configurazioni la più idonea alla depurazione delle acque reflue civili è la predenitrificazione.

2.2.4 Sedimentazione secondaria

La sedimentazione secondaria permette la separazione dell'effluente trattato biologicamente dal fango attivo presente in sospensione, col fine di abbatterne la torbidità e ottenere un effluente il più limpido possibile. In seguito, il fango attivo

viene in parte riutilizzato a monte del processo biologico (fango di ricircolo) e il rimanente inviato alla linea di smaltimento fanghi (fango di supero).

I parametri utili al dimensionamento della sedimentazione secondaria sono:

- Carico idraulico superficiale:

$$C_{is} = \frac{Q}{A} \quad (2.9)$$

Q è la portata entrante nell'impianto (non si deve considerare la *Q* di ricircolo)
A è la superficie della vasca

È preferibile non superare un valore di 0,9 m/h con la portata massima e avere un valore di 0,3 – 0,4 m/h con la portata media.

- Carico superficiale di solidi sospesi:

$$P_{ss} = \frac{Q+C_a}{A} = \frac{(Q_i+Q_r)+C_a}{A} \quad (2.10)$$

P_{ss}: carico specifico superficiale in solidi sospesi [Kg SS/m²h]
Q: portata idraulica complessiva [m³/h]
Q_i: portata idraulica entrante nell'impianto [m³/h]
Q_r: portata di ricircolo [m³/h]
C_a: concentrazione del fango nella miscela aerata [Kg SS/m³]
A: superficie della vasca di sedimentazione [m²]

Questo parametro influisce sulla funzione di ispessimento della vasca. Questo valore ha limiti posti a 5 KgSS/m²h in caso di tempo secco e 8 KgSS/m²h in caso di pioggia.

- Tempo di ritenzione idraulico:

$$t_r = \frac{Q_i}{V} \quad (2.11)$$

Q_i: portata idraulica entrante nell'impianto [m³/24d]
V: volume del sedimentatore [m³]

Il limite minimo è di 3 – 4 ore sulla portata media.

- Altezza liquida: questo parametro individua la distanza tra la il pelo libero del surnatante e il fango nel fondo. Per favorire la sedimentazione è consigliabile avere un'altezza media di 3 – 3.5 m; questo valore dovrà essere superiore se l'impianto è soggetto a forti punte di carico in particolare per eventi meteorici.

2.3 I trattamenti terziari

2.3.1 Defosfatazione

Il fosforo presente nelle acque è eliminato solo in trascurabile parte per via biologica, e si preferisce agire con trattamenti chimici più efficaci, raggiungendo rendimenti di abbattimento fino al 90%. Per abbattere il fosforo si procede addizionando sali metallici come cloruro ferrico e solfato di alluminio che formino fosfati insolubili che precipitano.

2.3.2 La disinfezione [3]

Questo processo ha lo scopo di abbattere la concentrazione di microrganismi prima dell'immissione dell'acqua depurata nel corpo ricettore. La disinfezione non è sempre necessaria, per il D.Lgs. 152/2006 è obbligatorio che esista nell'impianto un sistema di disinfezione, ma questo viene attivato secondo gli usi del corpo ricettore o in caso di particolari problemi sanitari come epidemie.

Come disinfettanti si possono utilizzare composti chimici di diverso tipo, ognuno con vantaggi e svantaggi.

- Composti clorurati: Cloro (Cl_2), ipoclorito di sodio (NaClO), ipoclorito di calcio (Ca(OCl)_2) sono composti clorurati, caratterizzati da una elevata azione ossidante nei confronti di specie organiche ed inorganiche, efficaci contro virus e batteri, e basso costo. Questi agenti disinfettanti, largamente impiegati in tempi passati, non vengono più utilizzati dato l'impatto ambientale provocato dal cloro residuo e dai suoi derivati (composti organoalogenati) tossici alla fauna acquatica.
- Acido peracetico: L'acido peracetico (CH_3COOOH) è un composto di recente utilizzo in sostituzione dei composti clorurati; a differenza di quest'ultimi non forma composti tossici, possiede un'azione virulicida inferiore ma può essere impiegato su effluenti grezzi. Questo composto in acqua si decompone in ossigeno, che comporta un'azione ossidante, e in acido acetico che è invece causa di un aumento dei parametri di COD e BOD dell'effluente.
- Ozono: L'ozono (O_3) è un gas che tende a decomporsi in ossigeno ed in ossigeno allo stato nascente; per questo deve essere prodotto sul luogo di utilizzo.

L'elevata capacità ossidativa di questo gas garantisce un'elevata azione virulicida e battericida; però la sua produzione è molto costosa energeticamente.

- UV: Questo metodo non utilizza reagenti chimici e si basa sull'uso di lampade che emettono radiazioni UV di lunghezza d'onda comprese tra i 200 e 280 nm, che sono caratterizzate da un'elevata azione battericida e virulicida; l'efficacia massima rilevata si aggira attorno a valori di lunghezza d'onda di 250 nm. Questo metodo prevede bassi tempi di contatto, non comporta rischi chimici per il personale né impatto ambientale; il limite invece è posto dalla presenza di materiale sospeso che possa agire da schermante per batteri e virus.

In tutti questi sistemi esiste un parametro denominato dose D, che è indice della quantità di disinfettante utilizzata, quindi per i metodi chimici, la relazione è data dal prodotto concentrazione – tempo di contatto, per il metodo fisico a raggi UV invece dal prodotto intensità di radiazione della lampada – tempo di contatto.

2.4 I trattamenti del fango

Il fango estratto dai sedimentatori primari e secondari è putrescibile, contiene molti batteri ed è molto ricco di acqua (98 – 99% del peso), quindi deve essere stabilizzato e ridotto in volume il più possibile per poter essere poi avviato allo smaltimento finale.

2.4.1 L'ispessimento e l'accumulo

L'ispessimento è finalizzato alla diminuzione del volume del fango, ossia all'eliminazione di parte dell'acqua presente. Questo processo avviene in una vasca il cui fango rimane per un tempo di 1 – 2 giorni; il fango al fondo si addensa fino a percentuali di secco del 2,5 – 4%, mentre il liquido surnatante viene inviato in testa all'impianto.

2.4.2 La stabilizzazione [3]

La stabilizzazione ha il compito di rendere il fango ispessito inerte, ossia biologicamente inattivo e consono alla disidratazione. I metodi per la stabilizzazione possono essere chimici o biologici.

- Stabilizzazione chimica: La stabilizzazione chimica consiste nell'aggiunta di reagenti che creino condizioni ambientali proibitive alla vita dei batteri; tipico

esempio è la calce viva o idratata che aumenta il pH fino al valore 11 – 12; in queste condizioni però l'ammoniaca può essere strippata.

- Stabilizzazione biologica aerobica: Questa tipologia di stabilizzazione è condotta dagli stessi microrganismi che conducono il processo a fanghi attivi, ma con la differenza che il prodotto da trattare è fango anziché liquame e quindi prevale la fase di respirazione endogena. Impiantisticamente questo trattamento si svolge in vasche con un sistema di insuflazione d'aria.
- Stabilizzazione biologica anaerobica: Questa tipologia di stabilizzazione, detta anche digestione, si svolge in assenza di ossigeno; i microrganismi anaerobi e facoltativi riducono i composti organici dapprima ad acidi ed alcoli e in seguito gassificati a metano ed anidride carbonica (biogas).

2.4.3 La disidratazione e lo smaltimento [3]

La disidratazione è un processo di rilevante interesse economico per l'impianto, infatti una disidratazione efficace consente di ottenere inferiori volumi di fango da inviare allo smaltimento e quindi minori costi. Dopo la disidratazione il fango ha una concentrazione di sostanza secca del 18 – 30% e può essere quindi movimentato come un solido (palabile).

La disidratazione può avvenire mediante:

- Nastropresse: il fango con elevato tenore di acqua è posto tra due nastri, e percorrendo un tragitto tra rulli rotanti viene pressato consentendone una diminuzione di umidità.
- Centrifughe: in questo caso la disidratazione è condotta sfruttando la forza centrifuga, ponendo il fango all'interno di un tamburo rotante che lo fa aderire alle pareti e permette l'eliminazione dell'umidità dalla parte centrale della macchina.
- Filtropresse: le filtropresse sono costituite da una serie di elementi costituiti ognuno da un telaio quadrato in cui è posizionata un tela. Il fango, in condizioni di elevate pressione, attraversa questa serie di elementi ottenendo la separazione dei solidi dall'acqua: il fango aderisce alla tela e in seguito verrà asportato mediante lo smontaggio della filtropressa. Il limite di questa tecnologia è dato dalla discontinuità del processo.

CAPITOLO 3

DESCRIZIONE DELL'IMPIANTO DI SOLESINO

3.1 INTRODUZIONE

L'impianto di depurazione di Solesino è gestito dalla società Centro Veneto Servizi, costituita nel 1993 da 59 comuni in gran parte della bassa Padovana e per il resto alla provincia di Vicenza. L'impianto è situato nel comune di Solesino depura le acque reflue urbane di Solesino, Granze e Sant'Elena; la rete fognaria che collette le acque è di tipo misto. L'impianto, recentemente ampliato, è stato dimensionato per 19000 abitanti equivalenti.

3.2 LIMITI ALLO SCARICO

L'impianto di Solesino appartiene al bacino scolante della laguna di Venezia e di conseguenza è soggetto a vincoli particolarmente restrittivi per la notevole sensibilità ambientale dell'area in questione.

Tabella 1.5: limiti allo scarico nella laguna di Venezia e nei corpi idrici del suo bacino scolante[6]

	Unità di misura	Valore
pH		6 – 9
solidi sospesi totali	mg / l	35
COD	mg / l O ₂	120
BOD	mg / l O ₂	25
azoto ammoniacale	mg / l N	2
azoto nitroso	mg / l N	0,3
azoto totale	mg / l N	10
fosforo totale	mg / l P	1
grassi ed olii animali e naturali	mg / l	10

3.3 SCHEMA A BLOCCHI

In fig. 3.1 è rappresentato lo schema a blocchi dell'impianto di depurazione delle acque di Solesino; si possono identificare due linee, una di trattamento del liquame con ottenimento di acqua depurata, e una di trattamento dei fanghi ottenuti dai processi biologici.

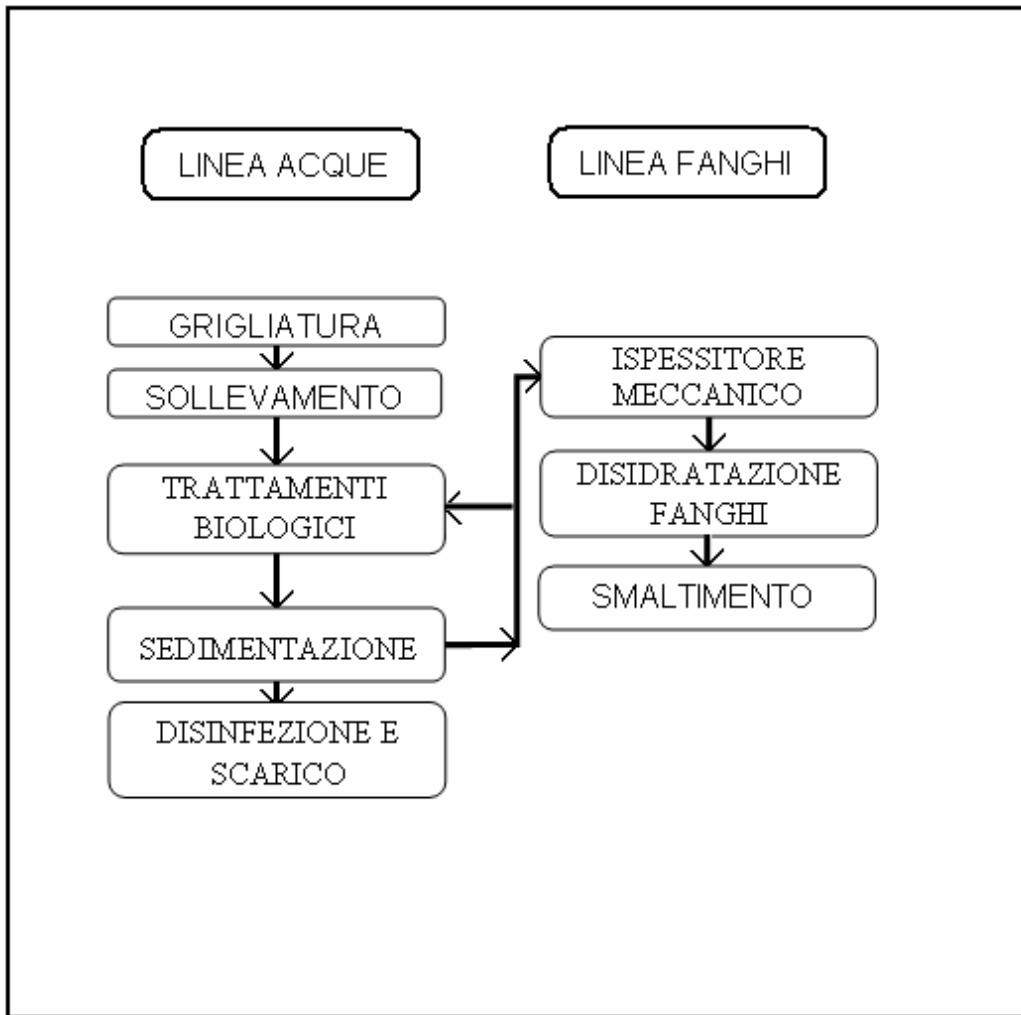


Fig. 3.1: Schema a blocchi dell'impianto di depurazione di Solesino.

3.4 LINEA ACQUE

3.4.1 Grigliatura

Le acque reflue grezze entranti nell'impianto sono pretrattate mediante grigliatura, secondo un sistema denominato a coclea filtrante. La griglia ha dimensioni di 1m x 1m e una luce di passaggio di 0,5mm. Questa soluzione è adatta a piccoli impianti e provvede alla separazione del materiale grossolano; esso viene poi sollevato, compattato e disidratato per essere poi stoccato in un cassonetto.

3.4.2 Sollevamento

Il sollevamento avviene mediante l'ausilio di 4 pompe sommergibili, poste in parallelo e azionate in funzione della portata in arrivo. L'avviamento e lo spegnimento delle pompe sono regolati dal livello del liquame nel pozzetto per mezzo di interruttori a galleggiante, in modo che all'aumentare del livello del liquame aumenta il numero di pompe in funzione e quindi la portata sollevata.

L'impianto di Solesino è dotato anche di un dissabbiatore-disoleatore, che però non è attualmente in funzione.

3.4.3 Trattamento biologico

Nelle vasche del comparto biologico si esegue la rimozione biologica delle sostanze organiche e dell'azoto, e la rimozione chimica del fosforo. Il comparto biologico comprende 4 vasche: predenitrificazione, ossidazione/nitrificazione, post-denitrificazione e riaerazione.

Vasca di predenitrificazione: questa vasca (fig. 3.2) ha un volume di 400 m³, è agitata meccanicamente per mezzo di 2 mixer posti ad angoli opposti e riceve, oltre al liquame in ingresso, il ricircolo del fango dal sedimentatore e il ricircolo della torbida aerata dalla vasca di ossidazione/nitrificazione. In questa stessa vasca è dosato anche cloruro ferrico per l'abbattimento del fosforo (fig. 3.3).



Fig. 3.2: ingresso liquame nella vasca di denitrificazione.

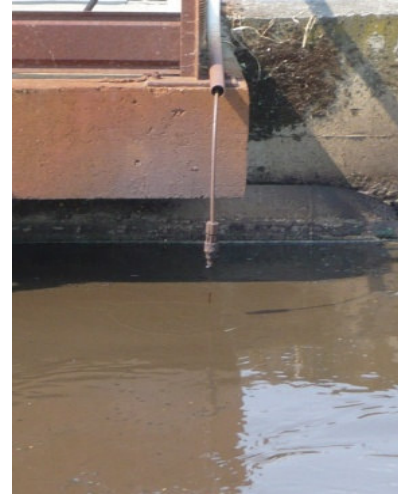


Fig. 3.3: dosaggio di cloruro ferrico.

Vasca di ossidazione/nitrificazione: questa vasca ha un volume di 800 m^3 e riceve la torbida proveniente dalla predenitrificazione; essa è aerata per mezzo di due soffianti di portata massima $1880 \text{ m}^3/\text{h}$ e di un sistema di diffusori a piatti. La regolazione della portata d'aria avviene in maniera automatica: a metà vasca è posto un rilevatore di ossigeno disciolto collegato ad un inverter che regola il numero di giri dei compressori e quindi la portata insufflata.



Fig. 3.4 circuito dell'aerazione.



Fig. 3.5: sonda per la misura di ossigeno.

Vasca di postdenitrificazione: la vasca di postdenitrificazione ha un volume di 320 m³, è agitata meccanicamente per mezzo di un mixer sommerso e riceve la torbida proveniente dall'ossidazione/nitrificazione. La velocità di denitrificazione è inferiore rispetto alla vasca di predenitrificazione a causa delle basse concentrazioni di sostanza organica residua.

Vasca di riareazione: questa vasca ha un volume di 160 m³ ed è aerata per mezzo di diffusori analogamente all'ossidazione/nitrificazione; essa riceve la torbida dalla postdenitrificazione e ha la funzione di fermare la denitrificazione evitando che nel successivo sedimentatore si liberi azoto gassoso che farebbe risalire il fango.

3.4.4 Sedimentazione

Il sedimentatore separa il fango attivo dall'effluente in uscita dalle vasche; esso ha un diametro di 22 m e un'altezza di 3 m alla periferia e 3,75 m al centro, quindi la sua superficie utile è 380 m² e il suo volume utile è 1290 m³. Il sedimentatore è fornito di un carroponete che convoglia il fango addensato verso la tramoggia centrale, e di un pozzetto collegato con il fondo in cui è posta la pompa per l'invio del fango addensato alla predenitrificazione e quando necessario alla linea fanghi.

3.4.5 Disinfezione

La disinfezione delle acque dell'impianto di Solesino avviene mediante l'uso di acido peracetico, che viene dosato per mezzo di una pompa all'inizio della vasca; tale vasca (fig. 3.6) ha un volume di 250 m³, e i setti al suo interno causano cambi di direzione permettendo un'ottimale contatto tra l'acqua e il disinfettante. L'acido peracetico è conservato in un serbatoio di materiale plastico.



Fig. 3.6: vasca di disinfezione.

3.5 LINEA FANGHI

3.5.1 Ispessimento e accumulo

I fanghi di supero estratti dal sedimentatore vengono fatti ispessire in una vasca avente una superficie utile di 38 m² e un volume utile di 144 m³. Qui il fango viene addensato per essere poi avviato alla disidratazione, mentre il surnatante viene ricircolato in testa alla linea acque.

3.5.2 Disidratazione

La disidratazione del fango avviene mediante una nastropressa (fig. 3.7); per favorire la disidratazione del fango vengono addizionati polielettroliti, in seguito il fango è pressato nei rulli della nastropressa e quindi stoccato in un cassone. Questa zona è riparata dalle precipitazioni mediante una tettoia.



Fig. 3.7: nastropressa.

CAPITOLO 4

ANALISI DI FUNZIONAMENTO

4.1 OBIETTIVI MATERIALI E METODI

In questo capitolo si esamina il funzionamento dell'impianto di depurazione di Solesino per l'anno 2010. Quest'analisi di funzionamento si basa su dati di laboratorio ottenuti da campionamenti avvenuti nell'impianto nel corso dell'anno 2010.

Il laboratorio è interno alla società Centro Veneto Servizi, ed esegue prove analitiche chimiche e biologiche conformi alla normativa **UNI CEI EN ISO/IEC 17025**.

Il laboratorio è accreditato dall'ottobre 2004 presso l'ente Accredia.

Sono stati acquisiti dal gestore dell'impianto (Centro Veneto Servizi SpA con sede a Monselice) i seguenti dati:

- portata giornaliera [m^3/d] di liquame in arrivo all'impianto mediante fognatura, nel periodo di studio;
- portata giornaliera [m^3/d] di rifiuto liquido (bottini) derivante dall'espurgo di fosse settiche;
- portata giornaliera [m^3/d] di liquame complessivamente trattato dall'impianto (derivante dalla somma delle due voci sopra);
- concentrazioni dei principali inquinanti (BOD_5 , COD, SST) [mg/L] in ingresso e in uscita;
- portata giornaliera [m^3/d] di fango di supero prodotto ed inviato alla linea fanghi.

Sono state condotte inoltre analisi chimiche specifiche su campioni di acqua prelevata all'ingresso e all'uscita dell'impianto, e su campioni di fango prelevati dalle vasche di ossidazione biologica e dalla linea fanghi (ispessimento e disidratazione).

Settimanalmente è stato determinato il volume dei solidi sospesi, in cono Imhoff, il fango attivo delle vasche di ossidazione biologica n. 1 e n. 2, fango presente nel pozzetto di ricircolo fanghi ("fango di supero" o "fango di ricircolo") e all'entrata e

all'uscita dell'impianto. Tale analisi si effettua prelevando un campione di 1 litro di fango ed introducendolo in un cono Imhoff graduato. Con il passare del tempo si nota una separazione tra la parte solida del fango e l'acqua, per effetto della gravità; dopo 30 minuti, si osserva il livello della parte solida; tale livello corrisponde al volume di solidi sospesi e si misura in ml/l.

Ogni tre – quattro giorni è stata condotta la determinazione del contenuto di solidi sospesi totali (SST) nel refluo grezzo in entrata, nell'effluente depurato, nei fanghi attivi delle vasche di ossidazione n. 1 e n. 2 e nei pozzetti di ricircolo fanghi. Per questa prova il campione (da 50 a 100 ml) viene filtrato e portato a secco mediante riscaldamento a 105 °C in un forno per 24 ore; al termine del riscaldamento il campione viene pesato. Tale peso viene moltiplicato per rapportate il valore a 1 l e ottenere la concentrazione di solidi sospesi totali (volatili e non volatili) in g/l.

Settimanalmente è stata condotta la determinazione dei “solidi totali volatili” (SSV) relativa al fango presente nelle vasche di ossidazione biologica n. 1 e n. 2 e al fango presente nel pozzetto di ricircolo fanghi (“fango di supero” o “fango di ricircolo”). Le sostanze solide volatili sono determinate per differenza tra i solidi sospesi totali e il residuo secco a 550°C (solidi non volatili), e corrispondono alla sostanza organica presente nel campione. Nel fango delle vasche di ossidazione biologica e dei ricircoli i SSV sono circa il 70-75% dei SST, e rappresentano approssimativamente la biomassa attiva.

Settimanalmente è stata determinata la domanda biochimica di ossigeno (BOD₅) e la domanda chimica di ossigeno (COD) dell'acqua in ingresso e in uscita dall'impianto.

BOD₅ (Biochemical Oxygen Demand): La domanda complessiva di ossigeno richiesto dai microrganismi per degradare la sostanza organica presente nei liquami, può essere espressa tramite il BOD. Per i liquami domestici, nelle misurazioni del BOD convenzionalmente si fa riferimento a un periodo di 5 giorni. La determinazione del BOD viene effettuata diluendo un campione dell'acqua da analizzare con acqua deionizzata satura di ossigeno, introducendo in esso un inoculo di microrganismi, sigillando il campione per impedire che altro ossigeno passi in soluzione e quindi conservandolo al buio alla temperatura di 20 °C per 5 giorni; al termine di questo periodo viene analizzato l'ossigeno disciolto residuo, e la differenza tra ossigeno

iniziale e finale costituisce la quantità consumata dal processo di ossidazione biologica.

COD (Chemical Oxygen Demand): La domanda chimica di ossigeno serve a misurare la quantità di ossigeno richiesta per ossidare chimicamente tutte le sostanze ossidabili presenti nei liquami (biodegradabili e non biodegradabili).

L'analisi del COD prevede l'ossidazione delle sostanze organiche a caldo con una soluzione di bicromato di potassio ($K_2Cr_2O_7$) in ambiente di acido solforico (H_2SO_4) concentrato. La reazione è catalizzata dal solfato d'argento (Ag_2SO_4); alla miscela dei reagenti si aggiunge inoltre solfato mercurico ($HgSO_4$) per evitare che i cloruri, nelle condizioni della reazione, siano ossidati a cloro e diano quindi un'interferenza positiva.

Ogni tre – quattro giorni è stata condotta la determinazione dei composti azotati: azoto ammoniacale, azoto totale di Kjeldahl (TKN), azoto nitroso e azoto nitrico.

L'analisi dell'azoto ammoniacale si effettua trattando il campione in ambiente alcalino con ipoclorito di sodio, fenolo e nitroprussiato di sodio; si forma un colore verde del quale si legge l'assorbanza. Per questa analisi sono state utilizzate le cuvette-test della Dr. Lange: in esse sono già dosati i reagenti, è sufficiente aggiungere il campione e leggere l'assorbanza allo spettrofotometro.

L'analisi dell'azoto TKN (Kjeldahl) si determina mineralizzando il campione a caldo per 30 minuti in ambiente di acido solforico concentrato e in presenza di sodio persolfato; in questo modo l'azoto organico viene trasformato in azoto ammoniacale. Si lascia quindi raffreddare e si esegue l'analisi come per l'azoto ammoniacale. Generalmente all'uscita di un depuratore il TKN coincide con l'azoto ammoniacale, in quando l'azoto organico è già stato idrolizzato durante il tempo di residenza del refluo nell'impianto.

L'azoto nitrico si determina dalla reazione del campione con solfanilammide e naftiletildiammina in ambiente acido; si forma un derivato azoico di color fucsia del quale si legge l'assorbanza. Per questa analisi sono state utilizzate le cuvette-test della Dr. Lange: in esse sono già dosati i reagenti, è sufficiente aggiungere il campione e leggere l'assorbanza allo spettrofotometro.

Infine l'azoto nitrico si determina trattando il campione con 2,6-dimetilfenolo in ambiente acido, dando luogo alla formazione di un colore rosso-viola di cui si legge l'assorbanza. Anche per questa analisi sono state utilizzate le cuvette-test della Dr. Lange: in esse sono già dosati i reagenti, è sufficiente aggiungere il campione e leggere l'assorbanza allo spettrofotometro.

Generalmente l'azoto totale in ingresso coincide con l'azoto TKN, non essendoci nitriti e/o nitrati, mentre in uscita è la somma di azoto ammoniacale, nitroso e nitrico.

4.2 PORTATE E CARICHI

In questo paragrafo si è descritti gli andamenti di alcuni parametri, utili all'identificazione qualitativa e quantitativa dell'effluente depurato nell'impianto di Solesino nel corso del 2010. Il grafico di fig. 4.1 riporta l'andamento della portata in ingresso di refluo media giornaliera per l'anno 2010. L'utenza territoriale servita presenta una popolazione costante durante tutto l'anno, infatti non ci sono picchi che possano essere ricondotti ad una utenza fluttuante durante l'anno.

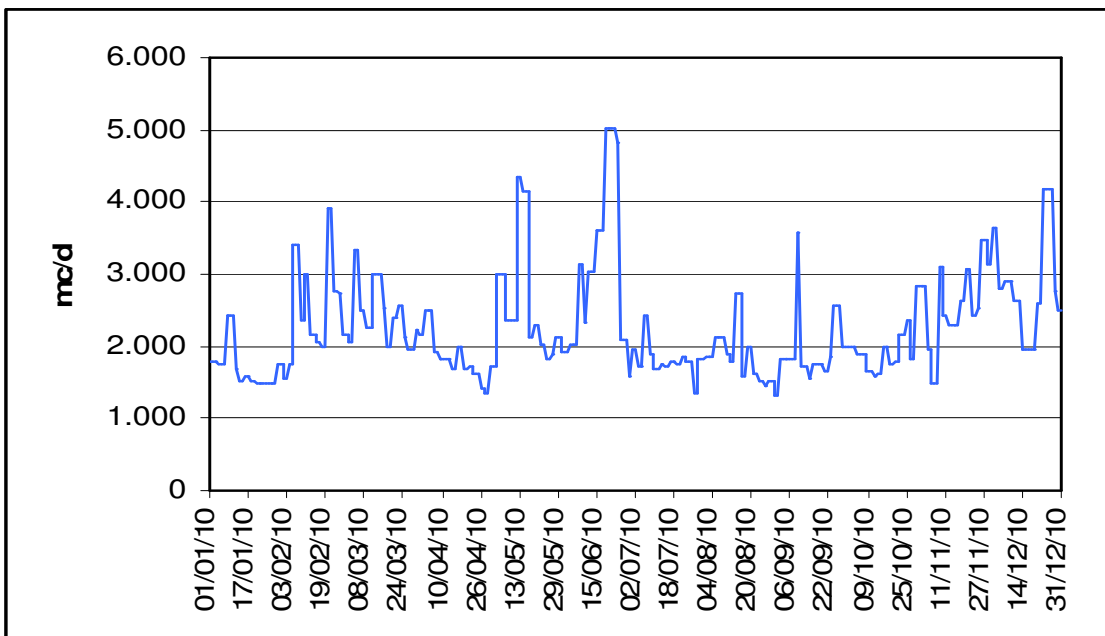


Fig. 4.1 Andamento della portata entrante di liquame, per l'anno 2010.

Nei grafici 4.2, 4.3, 4.4, 4.5, 4.6, 4.7 si riportano gli andamenti delle concentrazioni dei parametri di SST, COD, BOD, TKN, azoto totale, fosforo totale per l'anno 2010. La frequenza delle analisi sui campioni in uscita è maggiore di quella per i campioni in ingresso, in quanto è prescritto dall'ente di controllo un numero minimo di campionamenti annui in uscita (1 volta a settimana).

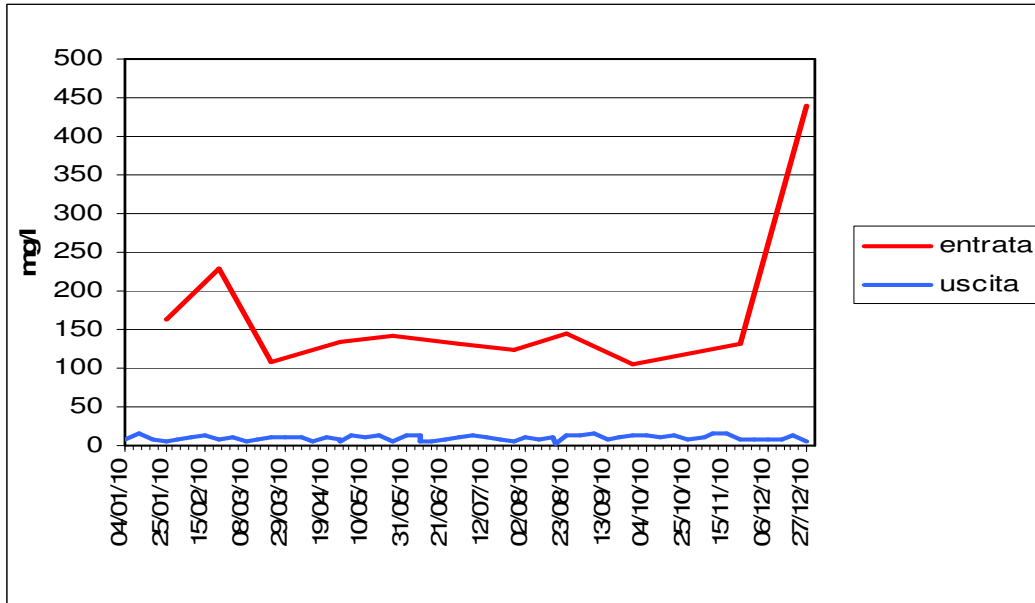


Fig. 4.2 Andamento della concentrazione SST.

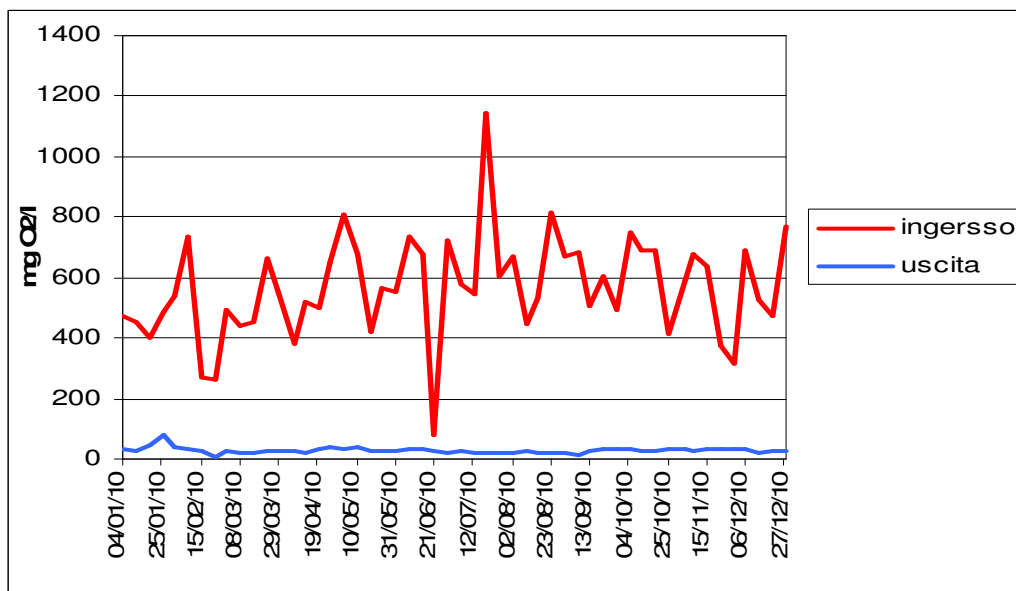


Fig. 4.3 Andamento della concentrazione COD.

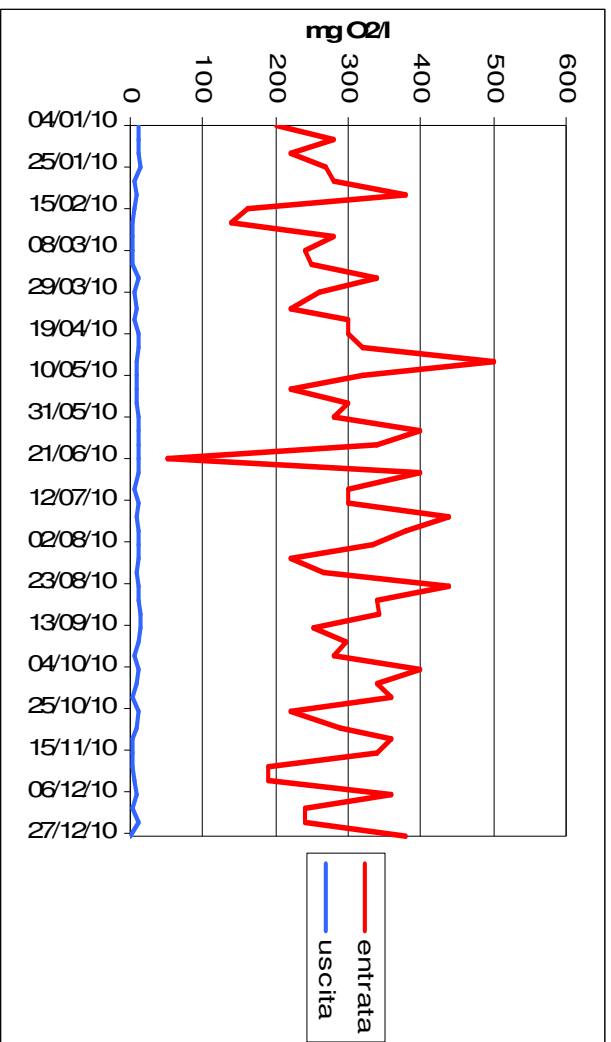


Fig. 4.4 Andamento della concentrazione BOD.

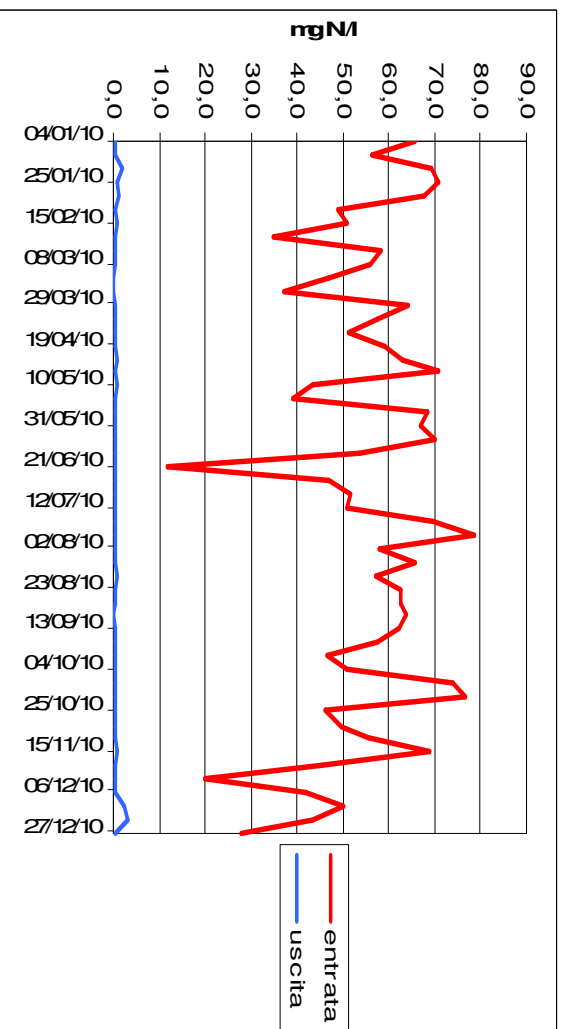


Fig. 4.5 Andamento della concentrazione TKN.

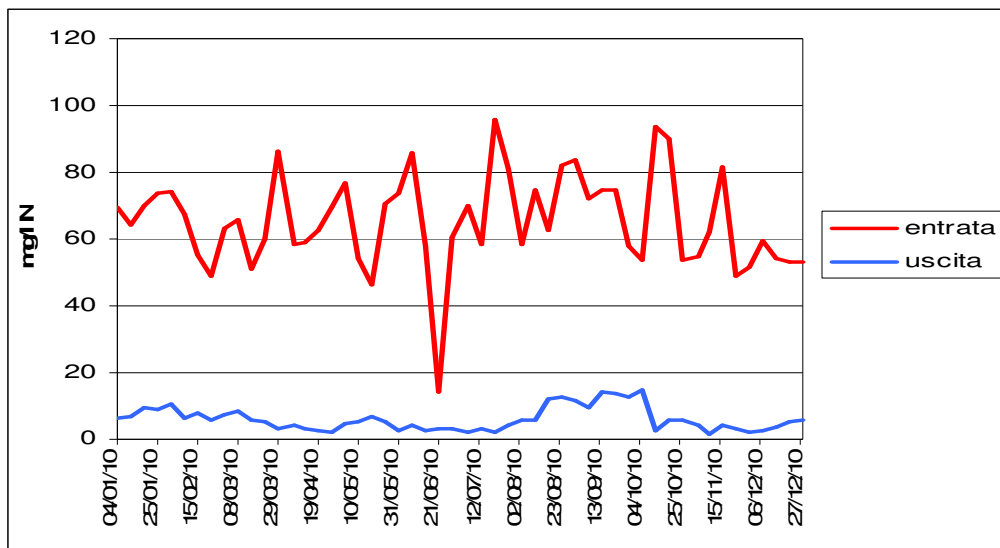


Fig. 4.6 Andamento della concentrazione di azoto totale.

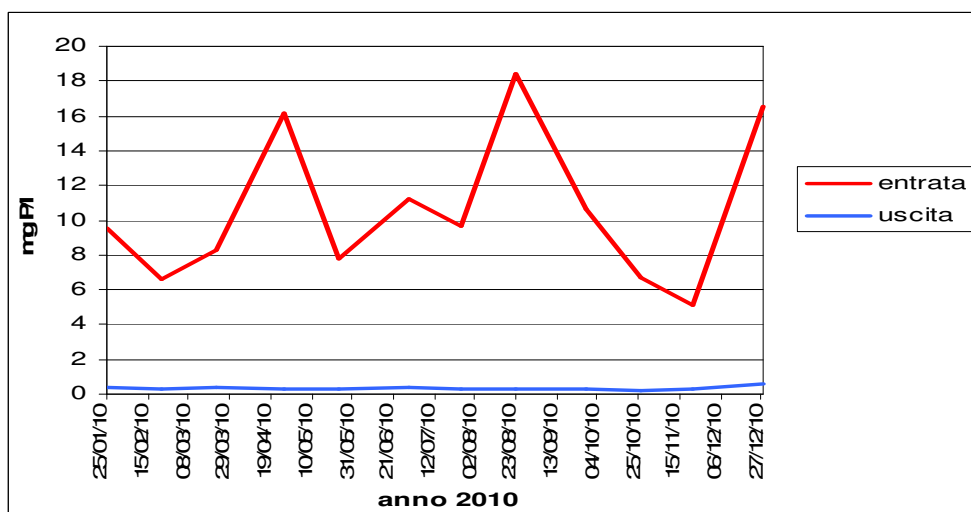


Fig. 4.7 Andamento della concentrazione di fosforo totale.

Dai grafici 4.2, 4.3, 4.4, 4.5, 4.6, 4.7 si consta come l'impianto risponda efficacemente alle fluttuanti concentrazioni di SST, COD, BOD, TKN, azoto totale, fosforo totale in ingresso, infatti l'andamento delle concentrazioni di tali parametri in uscita è pressoché stabile.

Nel grafico di fig. 4.8 si riportano le portate massime, medie e minime per ogni mese dell'anno 2010.

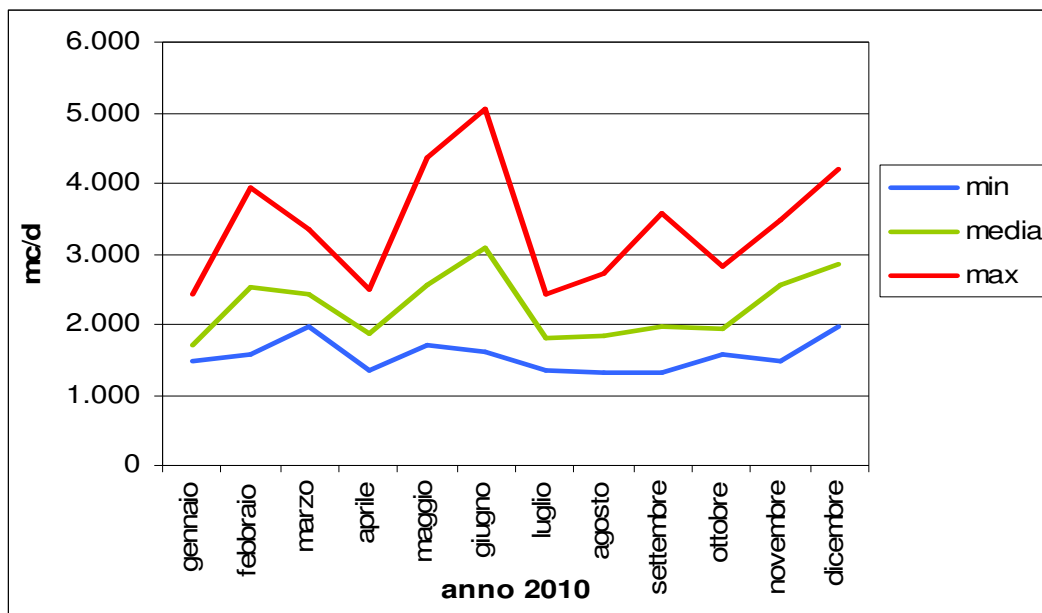


Fig. 4.8 Portata minima, media, massima mensile per l'anno 2010.

Nella tabella 4.1 sono riportati i valori minimi, medi e massimi dei parametri presentati nei grafici precedenti; sulla base dei dati medi sono stati calcolati i carichi medi giornalieri in ingresso, in uscita e rimossi.

Tabella 4.1: Concentrazioni entranti minime, medie e massime.

	MIN	MED	MAX	Um
SST	106,0	168,7	439,9	mg/l
COD	78,8	565,7	1143,8	mg O ₂ /l
BOD	50,0	295,2	499,9	mg O ₂ /l
TKN	15,2	70,9	101,0	mg N /l
N – TOT	14,2	65,2	95,6	mg N /l
P – TOT	5,1	10,6	18,4	mg P /l

Tabella 4.2: Carichi entranti, uscenti e rimossi.

	Ingresso	Uscita	Rimosso	Resa	Um
SST	381,0	21,9	359,1	94,2%	kg / d
COD	1277,5	62,5	1215,0	95,1%	kg O ₂ / d
BOD	666,8	18,5	648,3	97,2%	kg O ₂ / d
TKN	124,4	1,4	123,1	98,9%	kg N / d
N – TOT	147,3	13,6	133,8	90,8%	kg N / d
P – TOT	23,9	1,0	22,9	95,9%	kg P / d

4.3 VALUTAZIONE DEI PARAMETRI

In questo paragrafo si eseguono calcoli di verifica di funzionamento dell'impianto, con particolare attenzione alle vasche biologiche e alla sedimentazione secondaria.

La prima parte di verifica consiste nel confronto tra capacità massime di ossidazione, nitrificazione, denitrificazione con i carichi abbattuti dall'impianto durante l'anno 2010; nella seconda parte di verifica si calcolano i parametri descrittivi della capacità limite del sedimentatore (carico idraulico superficiale e carico superficiale di solidi sospesi) e l'età del fango.

4.3.1 CAPACITÀ OSSIDANTE

La capacità di ossidazione è un parametro che da indicazione sulla quantità massima giornaliera di BOD che può essere ossidata [kg BOD / d], si calcola dalla relazione:

$$C_{ox} = F_c \cdot SSV_{ox} \cdot V_{ox}$$

Dove:

- F_c carico del fango: si assume un valore di 0,12 [kg BOD/ kg SSV * d].

- SSV_{ox} solidi sospesi volativi, è identifica la concentrazioni di microrganismi di biomassa attiva che procede all'ossidazione: 5 [kg SSV / m³].
- V_{ox} volume della vasca di ossidazione; 800 [m³].

Sostituendo si ottiene:

$$C_{ox} = 0,12 * 5 * 800 = 480 \left[\frac{\text{kgBOD}}{\text{d}} \right]$$

Il valore medio di BOD ossidato quotidianamente per l'anno 2010 è calcolato eseguendo un bilancio di materia sui composti ossidabili biologicamente:

$$BOD_{ossidato} = BOD_{in} - BOD_{out} - BOD_{denitro} \text{ (30\% BOD ingresso)}$$

Dove:

- BOD_{in} carico di BOD in ingresso all'impianto, 666,8 [kg BOD /d]
- BOD_{out} carico di BOD in uscita all'impianto, 18,5 [kg BOD /d]
- $BOD_{denitro}$ carico di BOD abbattuto nelle vasche di denitrificazione, 30% del BOD_{in} [kg BOD /d]

Sostituendo si ottiene:

$$BOD_{ossidato} = 666,8 - 18,5 - 0,3 * 666,8 = 448,3 \left[\frac{\text{kgBOD}}{\text{d}} \right]$$

Quindi la vasca di ossidazione ha una capacita di ossidazione residua di:

$$C_{ox,RES} = \frac{480 - 448,3}{480} = 6\%$$

4.3.2 CAPACITÀ NITRIFICANTE

La capacità nitrificante è indice della quantità di massima di azoto ammoniacale giornaliero che può essere convertito ad azoto nitrico, e si determina dalla:

$$N_{NITR} = v_{NITR} * f * SSV_{OX} * V_{NITR}$$

Dove v_{nitr} è definita come:

$$v_{NITR} = v_{MAX(20^{\circ}C)} * \varphi^{T-20} * \frac{[O_2]}{[O_2] + 1}$$

Dove:

- ⤴ v_{NITR} velocità di nitrificazione, espressa in [kg N/ kg SSV * d]
- ⤴ f frazione di batteri nitrificanti: 4,5% [kg SSN / kg SSV]
- ⤴ $v_{MAX(20^{\circ}C)}$ velocità di nitrificazione massima alla temperatura di 20 °C: 2,4 [kgN/kgSSN*d] .
- ⤴ φ fattore di correzione di temperatura, valore adimensionale: 1,12.
- ⤴ T temperatura media dell'effluente nella vasca: si assume una temperatura di 12 [°C].
- ⤴ $[O_2]$ concentrazione di ossigeno disciolto nella vasca di nitrificazione.

Sostituendo si ottiene:

$$v_{NITR} = 2,4 * 1,12^{12-20} * \frac{2}{2 + 1} = 0,65 \left[\frac{kg N}{kg SSN * d} \right]$$

$$N_{NITR} = 0,65 * 0,045 * 5 * 800 = 117 \left[\frac{kgN}{d} \right]$$

Il valore medio di azoto ammoniacale convertito quotidianamente a nitrati nelle due vasche di denitrificazione per l'anno 2010 è ricavabile da:

$$N_{NITRIFICATO} = N_{TOT,IN} - N_{TOT,OUT} - N_{ASSIMILATO} (5\% BOD RIMOSSO)$$

Dove:

- $N_{TOT,IN}$ azoto totale in ingresso, 147,3 [kg N/d]
- $N_{TOT,OUT}$ azoto totale in uscita, 13,6 [kg N/d]
- $N_{ASSIMILATO}$ azoto totale assimilato dai microrganismi, 5%BOD rimosso [kg N/d]

Sostituendo si ottiene:

$$N_{\text{NITRIFICATO}} = 147,3 - 13,6 - 0,05 * 648,3 = 101,3 \left[\frac{\text{kgN}}{\text{d}} \right]$$

La capacità residua di nitrificazione:

$$N_{\text{NITR,RES}} = \frac{117 - 101,3}{117} = 13 \%$$

4.3.3 CAPACITÀ DENITRIFICANTE

La capacità denitrificante è indice della quantità massima giornaliera di azoto nitroso e nitrico che può essere convertita ad azoto molecolare. Si esegue il calcolo della capacità di denitrificazione per le vasche di predenitrificazione e postdenitrificazione dalle relazioni:

$$N_{\text{DENITRO}} = v_{\text{DENITRO}} * SSV_{\text{OX}} * V_{\text{DENITRO}}$$

Dove si definisce v_{DENITRO} :

$$v_{\text{DENITRO}} = v_{\text{MAX}(20^{\circ}\text{C})} * \Phi^{T-20}$$

Dove:

- N_{DENITRO} capacità denitrificante, espressa in [kgN/d]
- $v_{\text{MAX}(20^{\circ}\text{C})}$ velocità di massima denitrificazione a 20 [°C].
- v_{DENITRO} velocità di denitrificazione: si assume un valore di 12 [°C].
Predenitro: 0,07 [kg N /kg SSV *d]; Postdenitro: 0,02 [kg N /kg SSV *d].
- V_{DENITRO} volume della vasca di denitrificazione, predenitro: 400 [m³],
postdenitro 320 [m³].
- Φ fattore di correzione della temperatura, valore adimensionale: che viene fissato a 1,08.

Sostituendo si ottiene:

$$v_{\text{PREDENITRO}} = 0,07 * 1,08^{12-20} = 0,038 \left[\frac{\text{kg N}}{\text{kgSSV} * \text{d}} \right]$$

$$V_{\text{POSTDENITRO}} = 0,02 * 1,08^{12-20} = 0,011 \left[\frac{\text{kg N}}{\text{kgSSV} * \text{d}} \right]$$

$$N_{\text{PREDENITRO}} = 0,038 * 5 * 400 = 76 \left[\frac{\text{KGN}}{\text{D}} \right]$$

$$N_{\text{POSTDENITRO}} = 0,011 * 5 * 320 = 17,6 \left[\frac{\text{KGN}}{\text{D}} \right]$$

Il valore medio di azoto ammoniacale convertito quotidianamente a nitrati per l'anno 2010 è calcolato mediante:

$$N_{\text{DENITRIFICATO}} = N_{\text{NITRIFICATO}} - \Delta \text{NO}_x \text{N}$$

Dove:

- $N_{\text{DENITRIFICATO}}$ è definita come capacità di denitrificazione, [kgN/d]
- $\Delta \text{NO}_x \text{N}$ si definisce la differenza di portata di nitrati e nitriti tra uscita e ingresso.

Sostituendo si ottiene:

$$N_{\text{DENITRIFICATO}} = 101,3 - 4,65 = 96,65 \left[\frac{\text{KGN}}{\text{D}} \right]$$

La capacità residua di denitrificazione:

$$N_{\text{DENITR.RES}} = \frac{76 + 17,6 - 96,7}{93,6} = -3,3\%$$

L'impianto ha vasche di denitrificazione leggermente sottodimensionate ma si ricorda che nel calcolo non sono tenute conto delle perdite di azoto nitrico nelle zone a minore miscelazione delle vasche aerate e nel fondo dei sedimentatori.

4.3.4 CALCOLO DELLA CAPACITÀ LIMITE DEL SEDIMENTATORE

I parametri identificati della capacità limite del sedimentatore sono il carico idraulico superficiale e il carico superficiale di solidi sospesi; il primo termine mentre il secondo termine è indice della capacità del sedimentatore di ottenere uno strato di fango compatto e ben ispessito nel fondo.

4.3.5 CARICO IDRAULICO SUPERFICIALE

Il carico idraulico superficiale si calcola mediante:

$$C_{IS} = \frac{Q}{A}$$

Dove:

- Q portata in ingresso media, 2258.4 m³/d, 94,1 m³/h.
- A area superficiale del sedimentatore, 380 m².

Sostituendo si ottiene:

$$C_{IS} = \frac{94,1}{380} = 0,24 \left[\frac{m}{h} \right]$$

4.3.6 CARICO SUPERFICIALE DI SOLIDI SOSPESI

Il carico superficiale di solidi sospesi si calcola dalla relazione:

$$P_{SS} = \frac{(Q + Q_R) * SST_{OX}}{A}$$

Dove:

- ⤴ **PSS** carico superficiale di solidi sospesi, espresso in [kgSST/h*m²]
- ⤴ Q portata in ingresso, 94,1 [m³/h]
- ⤴ SST_{OX} concentrazione di SST nella vasca di ossidazione: 7 [kgSST/m³].
- ⤴ A area superficiale del sedimentatore: 380 m².

Sostituendo si ottiene:

$$PSS = \frac{94,1 * 7}{380} = 1,7 \left[\frac{\text{kg SST}}{\text{h} * \text{m}^2} \right]$$

I valori di carico idraulico superficiale e di carico superficiale di solidi sospesi rientrano nel intervallo di valori usuale.

4.3.7 CALCOLO DELL' ETÀ DEL FANGO

L'età del fango si calcola mediante la relazione:

$$E = \frac{(V_{DENITRO} + V_{OX}) \cdot SST_{OX}}{Q_{SUPERO} \cdot SST_R + Q \cdot SST_{OUT}}$$

Dove:

- $V_{denitro}$ volume somma delle vasche di denitrificazione, 320+400 [m³].
- V_{OX} volume della vasca di ossidazione, 800 [m³].
- SST_{OX} concentrazione di SST nella vasca di ossidazione: 7 [kgSST/m³].
- Q_{SUPERO} portata di fango di supero: 120 [m³/d].
- Q portata in ingresso, 2258,4 [mc/d]
- SST_R concentrazione di SST ricircolo: 10 [kgSST/m³].
- SST_{OUT} concentrazione di SST in uscita: $9,71 * 10^{-3}$ [kgSST/m³].

Sostituendo:

$$E = \frac{(320 + 400 + 800) * 7}{120 * 10 + 2258,4 * 9,71 * 10^{-3}} = 8,7 \text{ d}$$

4.3.8 CARICO SUPERFICIALE DI SOLIDI SOSPESI ISPESSITORE

Il carico superficiale di solidi sospesi è definito dall'equazione:

$$c = \frac{Q_R}{S}$$

Dove:

- c capacità superficiale di solidi sospesi: [m/h].
- Q_R portata di fango di supero: 6 [m³/h].
- S superficie dell'ispessitore: 38 [m²].

Sostituendo si ottiene:

$$c = \frac{6}{38} = 0,16 \left[\frac{m}{h} \right]$$

4.3.9 TEMPO DI RITENZIONE

Il tempo di ritenzione è definito da:

$$t = \frac{V}{Q_R}$$

Dove:

- t tempo di ritenzione: [h].
- V volume dell'ispessitore: 144[m³].
- Q_R portata di fango di supero: 6[m³/h].

Sostituendo:

$$t = \frac{144}{6} = 24 \text{ h}$$

4.3.10 DISIDRATAZIONE E SMALTIMENTO

Il fango è disidratato in una nastropressa fino ad una concentrazione di secco del 16,6% (valore medio annuo).

In seguito verrà inviato allo smaltito in altra sede.

CONCLUSIONI

In questa tesi è stata svolta l'analisi di funzionamento dell'impianto di depurazione di Solesino (PD) per l'anno 2010. L'impianto è in gestione alla società Centro Veneto Servizi.spa con sede a Monselice e tratta acque reflue civili. È dimensionato per 19'000 abitanti equivalenti; si trova all'interno del bacino scolante della laguna di Venezia, di conseguenza i limiti rispettati sono quelli previsti dal piano di tutela delle acque regionale e dal decreto ministeriale Ronchi – Costa.

Il sistema per la rimozione dei composti organici e azotati è di tipo biologico a biomassa sospesa, mentre la rimozione del fosforo avviene mediante precipitazione chimica. La configurazione dell'impianto prevede la predenitrificazione, l'ossidazione, la post-denitrificazione, riaerazione. La disinfezione avviene con acido peracetico(PAA).

L'impianto, nel corso del 2010, ha ricevuto mediamente una portata in ingresso di liquame di 2258 m³/d e ha trattato i seguenti carichi: 381 kg SST/d , 1277 kg COD/d, 666 kg BOD/d , 124.4 kg TKN/d, 147.3 kg N/d di azoto totale, 23,9 kg P/d di fosforo totale.

Dall'analisi di funzionamento dell'impianto sono state rilevate rese di abbattimento superiori al 90% per tutti i parametri analizzati. Dalla verifica delle capacità di trattamento delle vasche si rileva che la vasca aerata ha una capacità residua di ossidazione del 6% e di nitrificazione del 13%, mentre le vasche di denitrificazione risultano leggermente sovraccaricate.

Il sedimentatore presenta un carico idraulico superficiale di 0,24 m/h e un carico superficiale di solidi sospesi di 1,7 kg SST/m²*h; questi valori rientrano negli intervalli usuali. L'età del fango nell'impianto ha un valore medio di 8,7 giorni.

L'ispessitore meccanizzato ha un volume utile di 144 m³, una superficie di 38 m², la capacità superficiale di solidi sospesi di 0,16 m/h e un tempo di ritenzione di 24 h. Il fango viene ispessito e poi disidratato; la concentrazione dei metalli è sempre inferiore ai limiti.

BIBLIOGRAFIA

- [1] Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006, Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152
- [2] Regione Veneto, Piano di tutela acque (PTA), (deliberazione del Consiglio regionale n.107 del 5 novembre 2009).
- [3] L. Masotti, Depurazione delle acque – tecniche di impianti er il trattamento delle acque di rifiuto, edizioni Calderoli, Bologna 2005
- [4] R. Vismara, Depurazione biologica: teoria e processi, edizioni Ulrico Hoepli, Milano 1998
- [5] Relazioni tecniche e dati storici forniti dal gestore dell’impianto.
- [6] Decreto ministeriale Ronchi – Costa del 30 Luglio 1999.