

Sanitaria TEORIA

Funzionamento trattamento fanghi attivi

Fa parte dei processi biologici di depurazione. Sono trattamenti finalizzati alla rimozione di sostanze biodegradabili con popolazioni batteriche (biomassa) mantenute all'interno di reattori in condizioni operative tali da ottimizzarne il metabolismo. La configurazione generale del processo prevede sempre la presenza contemporanea della fase biologica e di una sedimentazione finale, collocata a valle e finalizzata alla separazione della biomassa in eccesso prodotta durante il trattamento.

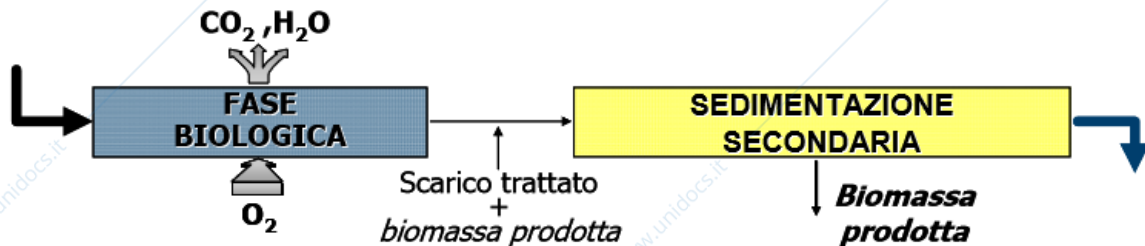


Figura 6 - Configurazione generale di un processo biologico di depurazione.

Generalmente, la fase biologica può avere due configurazioni distinte:

- a) Processo a BIOMASSA FISSA: i batteri sono aggregati in pellicole biologiche adese ad opportuni supporti, naturali o sintetici
- b) Processo a BIOMASSA SOSPESA: la biomassa è presente in fiocchi di materiale mantenuti in sospensione nello scarico da trattare

Le configurazioni del secondo tipo sono note come IMPIANTI A FANGHI ATTIVI e sono la soluzione largamente più adottata nel settore degli effluenti civili ed industriali.

Il processo a fanghi attivi è sostanzialmente riconducibile ad un reattore biologico areato artificialmente (vasca di areazione), seguito da un'unità per la separazione di particelle sedimentabili.

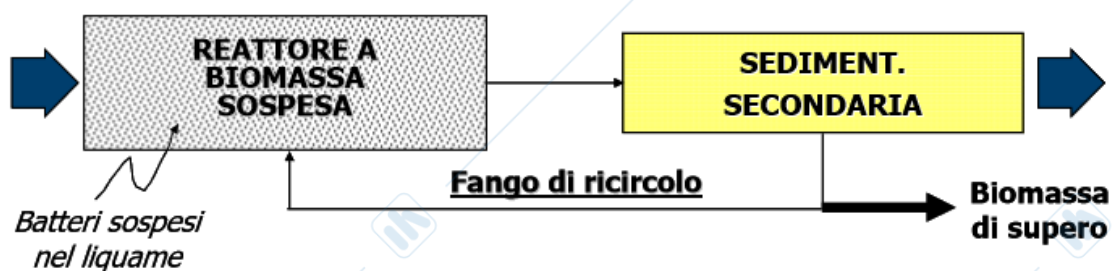


Figura 7 - Configurazione di base del processo a fanghi attivi.

Nella vasca di areazione il liquame da trattare entra in contatto con i batteri che, aggregati in forma di una massa di solidi fioccosi mantenuti in sospensione all'interno della vasca, degradano la sostanza organica contenuta nel flusso alimentato. Contemporaneamente, si verificano fenomeni di assorbimento/adsorbimento e bioflocculazione, grazie ai quali anche le sostanze colloidali e sospese vengono poi rimosse per azione del fango attivo stesso. In uscita dalla vasca di areazione, il flusso liquido costituito dal liquame depurato e dalla biomassa in sospensione (miscela areata) viene

avviato al sedimentatore per la separazione dello scarico trattato e della fase solida. Quest'ultima, che contiene la biomassa attiva, viene in parte riemessa nella vasca di aerazione (fango di ricircolo) per mantenere una concentrazione di batteri adeguata alle esigenze di rimozione biologica, ed in parte avviata alla linea fanghi. Dunque nel processo a fanghi attivi la sostanza organica contenuta nel liquame grezzo è sottoposta ad una degradazione biologica, con produzione di residui gassosi (CO_2 e H_2O) convogliati in atmosfera e di nuovo materiale cellulare che va a costituire il fango di supero da trattare.

Il parametro per valutare le prestazioni del processo è il **carico del fango C_F** , ossia la massa giornaliera di carbonio organico biodegradabile ($\text{kg BOD}_5/\text{d}$) disponibile per unità di peso di biomassa attiva presente nel reattore, espressa in termini di kg di SS (solidi sospesi). Per elevati valori di C_F il conseguente incremento di sostanze biodegradabili per il metabolismo della biomassa attiva determina una riduzione nell'entità della riduzione del BOD_5 , legata all'abbondante disponibilità di substrato, e del consumo specifico di ossigeno, con un contestuale incremento nella produzione specifica di nuova biomassa. Viceversa, valori più ridotti di C_F determinano condizioni di crescita limitata con conseguente produzione specifica di biomassa più contenuta.

Le configurazioni impiantistiche del processo sono finalizzate ad ottenere, all'interno della vasca di aerazione, un adeguato contatto biomassa/liquame, tramite condizioni ottimali di miscelazione, garantendo contestualmente la fornitura della necessaria quantità di ossigeno. Le alternative di più larga adozione sono i bacini a miscelazione completa che si differenziano per le modalità di alimentazione dell'aria:

- Insufflazione diretta di aria con dispositivi di dispersione a bolle (fini, medie, grosse) collocati sul fondo della vasca
- Aerazione meccanica superficiale a spazzole: il trasferimento di ossigeno atmosferico è ottenuto tramite la turbolenza superficiale creata dai dispositivi meccanici di agitazione
- Aerazione meccanica superficiale con turbine

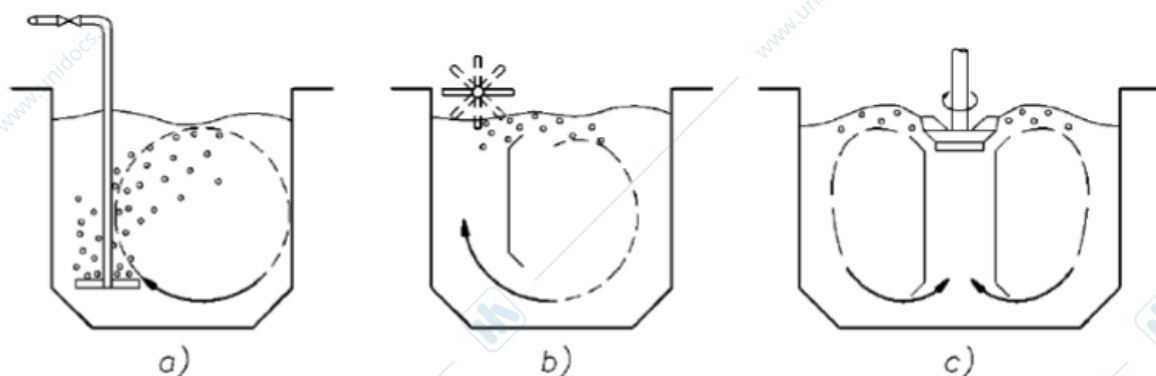


Figura 9 - Sistemi di aerazione delle vasche a **fanghi attivi**: (a) insufflazione diretta di aria; (b) aerazione meccanica superficiale a spazzole; (c) aerazione meccanica superficiale con turbine.

Per ciò che riguarda la sedimentazione secondaria, i bacini sono del tutto analoghi a quelli adottati nel trattamento primario, con una diffusa applicazione dei sedimentatori radiali che, riducendo i tempi di permanenza dei fanghi sul fondo del bacino, limitano l'insorgenza dei fenomeni incontrollati di degradazione anaerobica e degli inconvenienti ad essi associati (sviluppo di gas maleodoranti, interferenze con il processo di decantazione).

Stima del contributo degli inquinanti al fenomeno dell'inquinamento atmosferico (RIRF e GWP)

La valutazione degli effetti in termini di alterazioni climatiche coinvolge due caratteristiche delle speci chimiche responsabili del fenomeno:

- Assorbanza nei confronti delle radiazioni IR ad onda lunga
- Tempo medio di residenza atmosferico alla scala globale

Sono stati messi a punto degli indici che sintetizzano in un unico valore le caratteristiche di assorbanza e persistenza, formulati rispetto alla CO_2 che, di conseguenza, presenta valori pari all'unità.

L'andamento qualitativo di a) in funzione della concentrazione della specie chimica può essere:

- Basse concentrazioni → lineari
- Medie concentrazioni → parabolico
- Alte concentrazioni → logaritmico

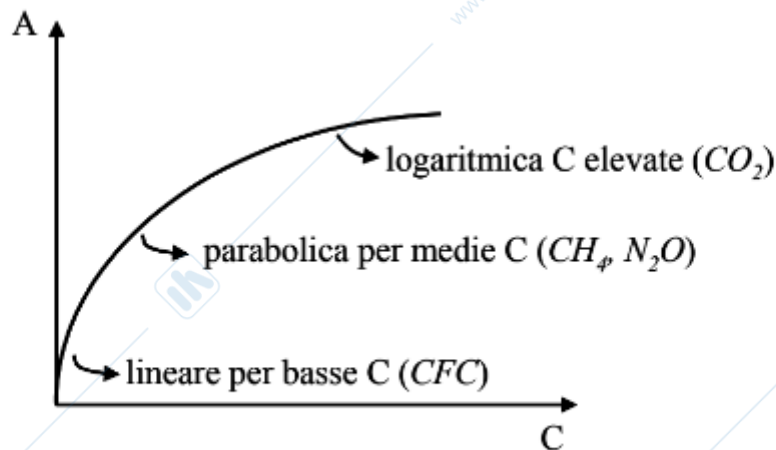


Figura 1.15 - Andamento qualitativo dell'assorbanza A in funzione della concentrazione C.

L'indice utilizzato per tracciare gli effetti istantanei è denominato **RIRF** ("Relative Instantaneous Radiative Forcing" o forzante radiativa istantanea) ed è definito in termini dell'incremento nell'assorbanza IR associato ad una variazione unitaria di concentrazione o di massa. Viene normalmente riferito al valore che caratterizza la CO_2 .

$$RIRF_i = \frac{\left(\frac{\Delta A}{\Delta C}\right)_i}{\left(\frac{\Delta A}{\Delta C}\right)_{CO_2}}$$

La valutazione degli effetti a lungo termine fa invece riferimento al **GWP** ("Global Warming Potential" o potenziale di riscaldamento globale) che è definito come la forzante radiativa per unità di massa della sostanza, normalizzata rispetto a quella dell'unità di massa di CO_2 , integrata su un orizzonte temporale predefinito. In pratica rappresenta la potenzialità relativa che l'unità di massa della sostanza possiede, in un prefissato periodo di tempo, nell'incrementare l'assorbimento atmosferico delle radiazioni IR rispetto a quella che caratterizza l'unità di massa di CO_2 .

Il suo valore numerico dipende da:

- a) Assorbanza relativa istantanea (RIRF)
- b) Concentrazione atmosferica C del gas e della CO₂
- c) Corrispondenti tempi di residenza
- d) Orizzonte temporale considerato

$$GWP = \frac{\int_0^T a_i(t) \cdot C_i(t) dt}{\int_0^T a_{CO_2}(t) \cdot C_{CO_2}(t) dt}$$

α : l'assorbanza istantanea

C: la concentrazione

T: intervallo temporale (anni)

Nelle stime correnti di GWP le assorbanze istantanee vengono ipotizzate costanti → RIRF

$$GWP = \frac{a_i}{a_{CO_2}} \cdot \frac{\int_0^T C_i(t) dt}{\int_0^T C_{CO_2}(t) dt} = RIRF \cdot \frac{\int_0^T C_i(t) dt}{\int_0^T C_{CO_2}(t) dt}$$

Il GWP comprende anche l'effetto attribuibile alla persistenza atmosferica dunque sostanze caratterizzate da assorbanze istantanee molto consistenti ma che vengono rimosse rapidamente dall'atmosfera hanno un effetto più ridotto sul lungo periodo e GWP più contenuti rispetto a componenti con tempi di residenza più lunghi. Il GWP può considerarsi come un fattore di conversione per trasformare le emissioni di qualunque sostanza in quelle della quantità di CO₂ in grado di provocare lo stesso effetto. Dunque gli scenari emissivi possono in tal modo confrontarsi in termini di un unico valore che ne sintetizza gli effetti, costituito dall'emissione totale E_T in termini di CO₂ equivalente:

$$E_T = \sum_i E_i \cdot GWP_i$$

Indicatori della componente organica presente nelle acque (inquinamenti organici)

La componente organica nelle acque costituisce uno dei fattori più importanti nei fenomeni di alterazione della qualità dei ricettori, riconducibili in particolare alla deossigenazione dei corpi idrici derivante dalla degradazione biologica della frazione biodegradabile ed ai potenziali effetti di tossicità sulla vita acquatica.

L'inquinamento organico è generalmente costituito da complesse miscele di singoli componenti. La caratterizzazione viene dunque condotta globalmente con metodi indiretti, che si basano sull'utilizzo del consumo di ossigeno quale tracciante di sostanze organiche presenti.

Domanda teorica di ossigeno ThOD

La richiesta teorica di ossigeno rappresenta la quantità stechiometricamente necessaria per la completa ossidazione dei composti organici, con formazione di prodotti finali ossidati stabili. Si misura in grammi O₂/ grammi componente organica.

Domanda biochimica di ossigeno BOD

La maggior parte delle sostanze organiche presenti negli scarichi urbani sono biodegradabili, cioè possono venire utilizzate da popolazioni batteriche come fonte di materiale per i propri fabbisogni metabolici. Quando il processo di degradazione avviene per via aerobica, la trasformazione biologica richiede un consumo di ossigeno libero che dipende dall'attività e dalla concentrazione di batteri e quindi, indirettamente, dalla quantità di materiale organico biodegradabile presente. Il BOD ("biochemical oxygen demand" o richiesta biochimica di ossigeno) è espressa in termini di mg l⁻¹ di O₂ ed è la misura dell'ossigeno consumato dai batteri aerobi. Può essere utilizzata quindi come indice quantitativo indiretto della componente organica biodegradabile di un'acqua naturale o di scarico. La determinazione analitica corrispondente viene condotta a temperatura costante, pari a 20° C e riferita ad un intervallo di tempo di 5 giorni (BOD₅^{20°}). Le reazioni di degradazione biologica della sostanza organica presente nel liquame non avvengono istantaneamente ma sono caratterizzate da una certa velocità. Nel calcolo del BOD si ammette una cinetica del 1° ordine:

$$\frac{dS_t}{dt} = -k_e S_t$$

S_t: concentrazione sostanza organica (substrato) presente al tempo t

k_e: costante di biodegradazione (giorni⁻¹)

Integrando l'equazione tra t = 0 e t:

$$S_t = S_0 10^{-k_e t} \quad (k = 0,4343 \cdot k_e)$$

S₀: concentrazione iniziale di sostanza organica

k: costante di biodegradazione.

Il BOD al tempo t è l'ossigeno consumato fino al tempo t e corrisponde alla differenza tra la sostanza organica S₀ presente inizialmente e quella residua al tempo t S_t:

$$\text{BOD}_t = S_0 - S_t = S_0 \cdot (1 - 10^{-k_e t})$$

Definito BOD_{tot} la richiesta di ossigeno per degradare la sostanza organica presente inizialmente al tempo t = 0:

$$\text{BOD}_t = \text{BOD}_{\text{tot}} \cdot (1 - 10^{-k_e t})$$

La costante di velocità k rappresenta la biodegradabilità della sostanza organica contenuta nel liquame e il suo valore dipende dalla temperatura ed è crescente con essa:

$$k_T = k_{20^\circ} \cdot \theta^{(T - 20^\circ)}$$

Θ : costante numerica, pari a 1,056 per $20^\circ\text{C} < T < 30^\circ\text{C}$ e pari a 1,135 per $T < 20^\circ\text{C}$.

Possiamo così stabilire, nota la costante k , la relazione tra il BOD_{tot} e il BOD_t per qualunque intervallo temporale t .

Solitamente ci riferiamo a BOD_5 senza prendere in considerazione tempi più brevi in quanto la fase iniziale della curva, che descrive l'andamento di sostanza organica e BOD in funzione di t , può presentare scostamenti anche notevoli dall'andamento teorico.

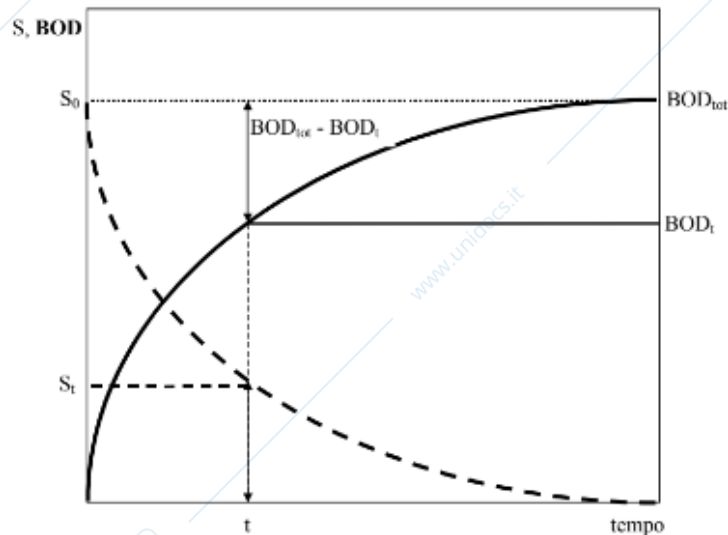


Figura 3 - Andamento qualitativo della concentrazione di sostanza organica S e del BOD in funzione del tempo.

A parità di contenuto iniziale S_0 e quindi di BOD_{tot} l'evoluzione del consumo di ossigeno e quindi del BOD_t procede tanto più rapidamente quanto maggiore è la biodegradabilità dello scarico.

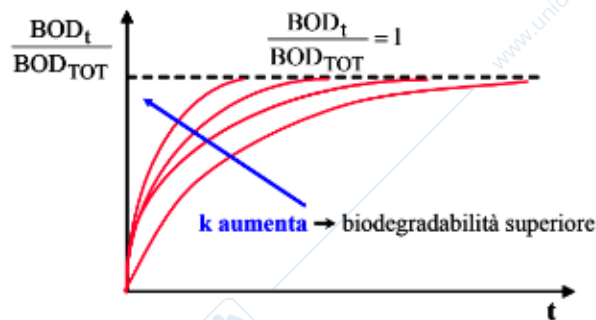


Figura 4 - Andamento temporale qualitativo del rapporto tra BOD_t e BOD_{tot} in funzione della biodegradabilità della componente organica dello scarico.

Nel caso degli scarichi urbani e a 20°C , k può essere assunto pari a $0,1 \text{ giorni}^{-1}$. Nell'estensione di utilizzo del BOD al campo degli scarichi industriali ci sono alcune limitazioni:

- 1) La costante di biodegradazione k varia da caso a caso \rightarrow il rapporto tra BOD_5 e ossigeno richiesto per la completa degradazione della componente organica è diverso da quello caratteristico dei liquami urbani.

- 2) Se lo scarico contiene sostanze tossiche o inibitrici dell'azione batterica la conseguente assenza del consumo di ossigeno non è indicativa di una corrispondente assenza di componenti organiche ma solo dell'impossibilità del normale sviluppo della biodegradazione.
- 3) La biodegradazione può anche essere alterata dalle eventuali carenze di elementi nutritivi minerali nello scarico (generalmente azoto e fosforo).

Misure chimiche dell'inquinamento organico COD/TOC

Determinazioni basate su rilevamenti di tipo chimico e non biologico. La caratterizzazione della componente organica complessivamente presente in uno scarico e non solo quella biodegradabile può essere sempre condotta per via indiretta valutando l'ossigeno richiesto per convertire chimicamente le sostanze organiche stesse → **COD** ("chemical oxygen demand"), risulta sempre superiore al BOD_{tot} poiché non tutte le componenti organiche risultano biodegradabili.

I vantaggi del COD sono:

- 1) Facilità e rapidità della determinazione
- 2) Maggior riproducibilità
- 3) Completezza della caratterizzazione dell'organico

I vantaggi del BOD sono:

- 1) Maggior rappresentatività della misura per la valutazione dei fenomeni di biodegradazione naturali ed artificiali.

Necessità di disporre di misure automatiche ed in continuo → **TOC** (carbonio organico totale). Viene determinato ossidando le molecole organiche e misurando la CO_2 prodotta.

Vantaggi del TOC:

- 1) La rapidità della misura (pochi minuti)
- 2) Non include i composti organici riducenti, conteggiati invece nel COD

Illustrare i principi del processo e la configurazione generale di un impianto di termodistruzione di rifiuti urbani, riportando uno schema a blocchi generale dell'impianto stesso

A fronte di operazioni finalizzate al recupero indiretto di materia ed energia, i rifiuti possono essere soggetti al recupero energetico diretto, condotto in impianti dedicati di incenerimento tramite un processo di termodistruzione. Il rifiuto viene sottoposto ad una combustione che, abbinata ad un opportuno ciclo termico, recupera parzialmente, sottoforma di calore o energia elettrica, il contenuto termico (PCI) del rifiuto stesso. Oltre al recupero energetico, l'operazione consente una notevole riduzione nel peso e nel volume del rifiuto, producendo un residuo del tutto inerte biologicamente, completamente igienizzato ed, almeno per la frazione più consistente, anche parzialmente innocuizzato dal punto di vista chimico. Il sistema, per contro, presenta una configurazione tecnologica particolarmente complessa derivante, oltre che dalla complessità intrinseca della combustione stessa:

- a) Dalle caratteristiche qualitative disomogenee del rifiuto e dal suo modesto contenuto energetico

- b) Dalle caratteristiche aggressive dei fumi di combustione, che rendono l'operazione di recupero termico assai delicata
- c) Dalle esigenze di depurazione spinta dei fumi per controllare adeguatamente le presenze dei macroinquinanti e di alcuni inquinanti in traccia di natura tossica tipici del processo
- d) Dalle necessità di sottoporre alcuni dei residui solidi e liquidi del processo, che costituiscono comunque la frazione meno consistente del quantitativo complessivo prodotto, a trattamenti prima del loro smaltimento finale

In linea generale, gli impianti di incenerimento sono costituiti da tre sezioni distinte nelle quali vengono realizzate, rispettivamente, la combustione, il recupero energetico ed il trattamento delle emissioni gassose. La combustione avviene in forni che generalmente sono a griglia. Le griglie sono leggermente inclinate sull'orizzontale e sono costituite da una serie di gradini dotati di movimento indipendente per favorire l'avanzamento ed il rimescolamento del rifiuto, ottimizzandone il contatto con l'aria comburente alimentata al di sotto di esse. I residui prodotti sono di due tipologie:

- 1) Gas caldi di combustione
- 2) Scorie del processo costituite dal materiale solido più grossolano di natura inerte, vengono scaricate dalla parte terminale della griglia in una vasca colma d'acqua per il loro raffreddamento.

Lungo la griglia la conversione termica si sviluppa attraverso quattro fasi principali:

- 1) Essiccamento, evaporazione dell'umidità
- 2) Degassificazione del materiale secco, le sostanze più volatili si trasferiscono in fase gassosa
- 3) Gassificazione del carbonio fisso con conseguente trasferimento in fase gassosa delle molecole organiche più complesse
- 4) Combustione vera e propria

Si utilizza un eccesso d'aria la cui alimentazione avviene in due distinti flussi:

- 1) Aria primaria, sotto la griglia
- 2) Aria secondaria, nella parte superiore della camera di combustione

La sezione di recupero energetico è usualmente costituita da un ciclo termico a vapore per la produzione di elettricità.

Tutti gli impianti prevedono linee di depurazione dei gas finalizzate alla rimozione spinta del particolato (vengono largamente utilizzati filtri a tessuto). Talvolta la depolverazione è integrata da una fase di pretrattamento con elettrofiltro o altro filtro a tessuto.

Lo smaltimento finale riguarda infine le frazioni non ulteriormente riutilizzabili, riciclabili o di cui non siano possibili forme di recupero di materia e/o di energia. Il loro smaltimento avverrà in discarica controllata.

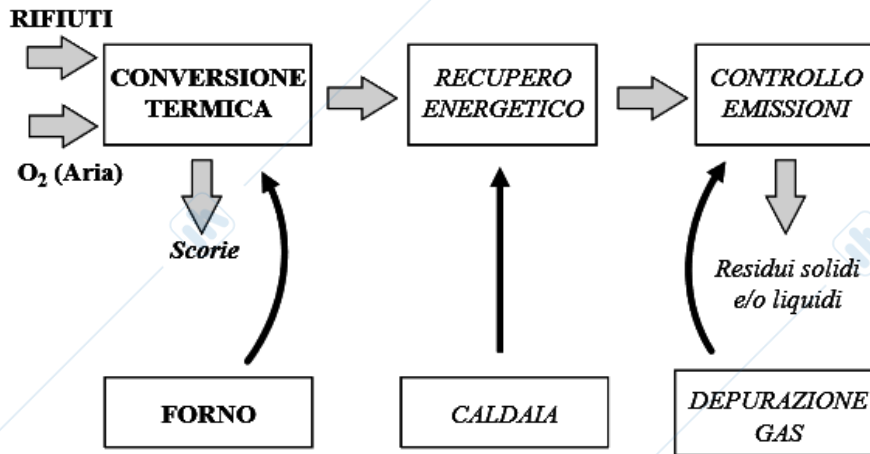


Figura 7 - Rappresentazione schematica del processo di combustione dei rifiuti con recupero di energia.

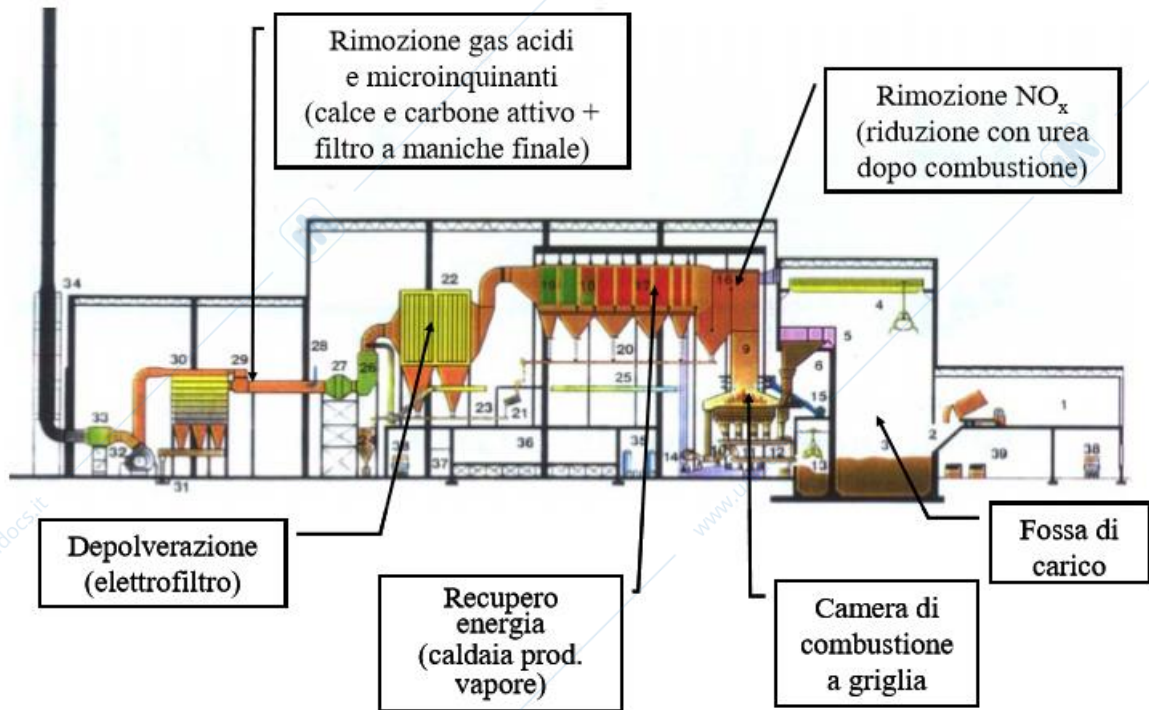


Figura 9 - Impianto di incenerimento di rifiuti solidi urbani (Silla 2, Milano).

Illustrare e descrivere il significato dei diversi parametri analitici utilizzati per caratterizzare la presenza delle componenti solide in un'acqua di rifiuto

Il contenuto solido complessivo delle acque viene normalmente disaggregato in diverse componenti adottando un criterio basato su:

- a) Stato fisico
- b) Possibilità di rimozione

c) Natura chimica

Lo stato fisico dei solidi ne determina la suddivisione tra:

- Solidi disciolti: costituiti da tutte le componenti in forma ionica in soluzione (soluti)
- Solidi sospesi: sostanze più grossolane e colloidi (particelle indissociate di dimensioni molto ridotte e non rimuovibili per semplice decantazione)

La decantazione viene utilizzata per suddividere ulteriormente la componente sospesa in sedimentabile e non sedimentabile, mentre ognuna delle classi così definite è infine disaggregata, sulla base delle proprie caratteristiche chimiche, in frazione organica e inorganica.

Determinazioni analitiche:

- Evaporazione della fase liquida a 105° finalizzata alla valutazione del residuo totale o residuo secco, che viene così a costituire il contenuto complessivo di solidi del campione
- Filtrazione su membrana di porosità inferiore a $0,45 \mu$ per la determinazione dei solidi sospesi, definiti come il materiale trattenuto dal filtro stesso. I solidi disciolti sono costituiti da materiali di dimensioni inferiori alla porosità del filtro e comprendono oltre ai soluti anche frazioni consistenti della componente colloidale
- Valutazione della componente sedimentabile dei solidi sospesi tramite decantazione statica condotta in appositi cilindri graduati (coni Imhoff). La sedimentazione è funzione del tempo, per convenzione la durata è fissata a due ore. I solidi sospesi sedimentabili sono il materiale separabile dopo due ore di decantazione e i solidi sospesi non sedimentabili comprendono le particelle caratterizzate da tempi di decantazione superiori alle 2 ore e i colloidi che comunque non sedimentano
- Suddivisione delle componenti organiche ed inorganiche tramite incenerimento del residuo secco a 600°C . Il materiale residuo è quello dei solidi non volatili (o residuo fisso, componente inorganica), la differenza tra il residuo totale e quello fisso rappresenta i solidi volatili (componente organica)

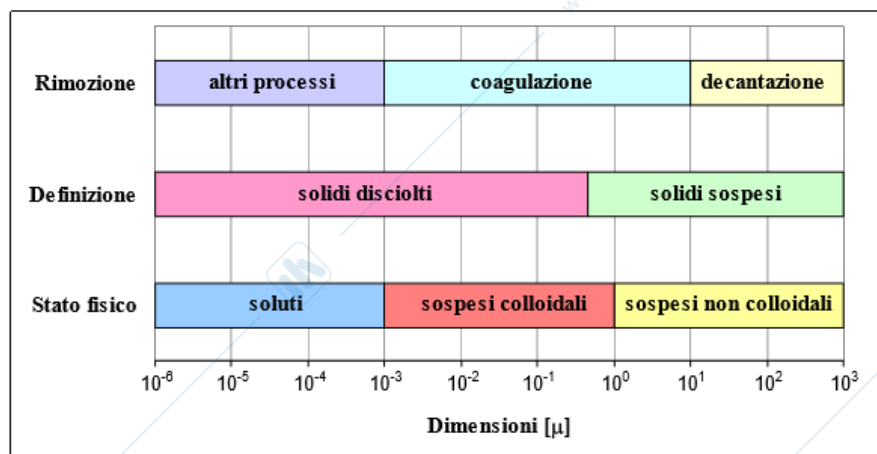


Figura 1 - Classificazione fisica dei solidi presenti nelle acque, con indicazioni orientative delle loro dimensioni.

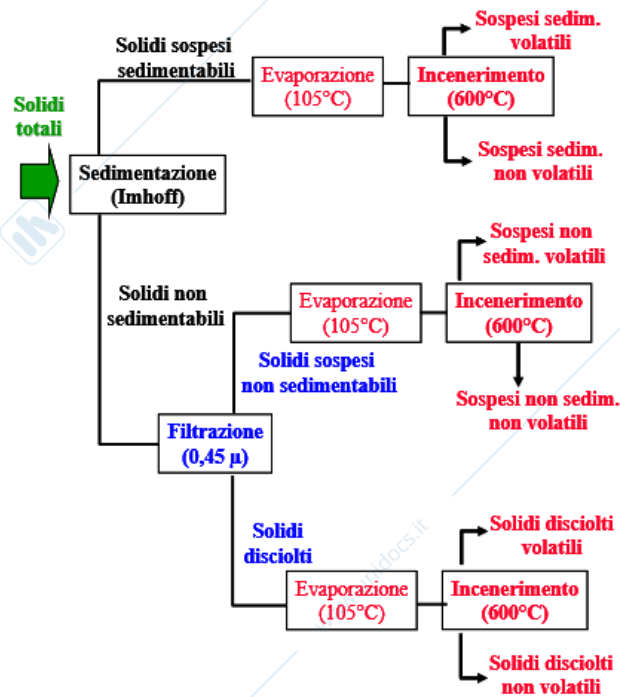


Figura 2 - Modalità di determinazione analitica del contenuto solido delle acque.

Descrivere l'equazione di Monod, illustrando il significato delle costanti numeriche in essa contenute ed i fattori che ne influenzano i corrispondenti valori

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{S + K_s}$$

ove:

- μ_{\max} = massima velocità di crescita (t^{-1});
- S = concentrazione del substrato ($mg\ l^{-1}$);
- K_s = costante di semisaturazione ($mg\ l^{-1}$).

Descrive la dipendenza della velocità di crescita μ dalla concentrazione del substrato S , l'andamento è il seguente:

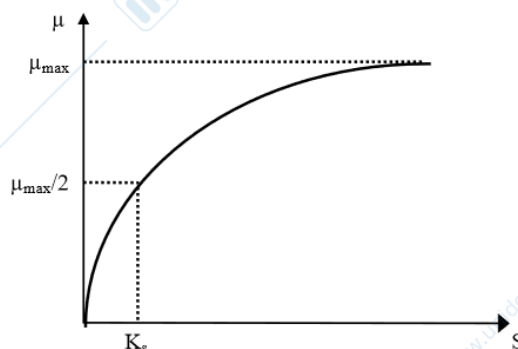


Figura 5 - Andamento della velocità di crescita μ in funzione della concentrazione di substrato S .

μ_{\max} rappresenta la velocità di crescita massima della popolazione batterica, che si verifica per concentrazioni di substrato sufficientemente elevate per non costituire elemento limitante lo sviluppo dei microrganismi. K_s è la concentrazione di substrato in corrispondenza della quale la velocità di crescita μ è pari a metà di quella massima. μ_{\max} e K_s sono due costanti caratteristiche del sistema microrganismi/substrato, indicative dell'affinità dei batteri nei confronti della sostanza da degradare.

Data la legge generale della cinetica biologica:

$$\frac{dx}{dt} = \mu \cdot x - k_d \cdot x = (\mu - k_d) \cdot x$$

ove:

x = concentrazione batterica presente al tempo t ($g_{\text{batteri}} l^{-1}$);

μ = velocità di crescita batterica ($g_{\text{batteri prodotti}} / g_{\text{batteri presenti}}^{-1} t^{-1}$, cioè t^{-1});

k_d = velocità di scomparsa batterica ($g_{\text{batteri scomparsi}} / g_{\text{batteri presenti}}^{-1} t^{-1}$, cioè t^{-1}).

le diverse possibilità di sviluppo della biomassa in funzione della disponibilità di substrato S sono:

a) CRESCITA ILLIMITATA

Ampie disponibilità di substrato S che non determina limitazioni di alcun tipo. $S \gg K_s \rightarrow \mu$ può assumersi pari a μ_{\max} . Poiché $k_d \ll \mu$ sempre, in situazioni di crescita illimitata la velocità di crescita è esprimibile come:

$$\frac{dx}{dt} = \mu_{\max} \cdot x$$

La biomassa ha uno sviluppo assai rapido di tipo esponenziale. La μ_{\max} è correlabile al tempo di generazione t_G della popolazione batterica nel suo complesso, definito come il tempo in corrispondenza del quale la popolazione batterica raddoppia. Integrando la formula di cui sopra infatti:

$$\ln(x/x_0) = \mu_{\max} \cdot t$$

che, tenendo presente che per $t = t_G$, $x = 2x_0$ fornisce:

$$\mu_{\max} = \ln 2 / t_G.$$

b) CRESCITA LIMITATA

Condizioni in cui la disponibilità di substrato S non può più considerarsi illimitata. La velocità di crescita segue la legge generale:

$$\frac{dx}{dt} = (\mu - k_d) \cdot x = \left(\mu_{\max} \cdot \frac{S}{S + K_s} - k_d \right) \cdot x$$

c) FASE STAZIONARIA

Disponibilità di substrato S tale per cui la velocità di crescita μ e quella di scomparsa k_d risultano confrontabili. La crescita netta risulta nulla e la concentrazione di batteri si mantiene costante.

d) FASE ENDOGENA

Condizioni di estrema carenza di substrato. I fenomeni di scomparsa prevalgono su quelli di crescita, $\mu < k_d \rightarrow$ la velocità di sviluppo dei batteri diviene negativa \rightarrow la concentrazione batterica diminuisce.

Descrivere l'equazione di Michaelis-Menten, illustrando il significato delle costanti numeriche in essa contenute ed i fattori che ne influenzano i corrispondenti valori

Substrato nutritivo: fonte di energia e di materiale per i batteri.

Coefficiente di crescita cellulare Y:

$$Y = \frac{\text{biomassa prodotta}}{\text{substrato utilizzato}} = \frac{(dx/dt)_{\text{crescita}}}{(dS/dt)}$$

In fase di crescita $(dx/dt)_{\text{crescita}} = \mu \cdot x$ dunque:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{1}{Y} \cdot \left(\frac{dx}{dt} \right)_{\text{crescita}} = \frac{\mu}{Y} \cdot x = v \cdot x$$

Con v si indica μ/Y ed è la velocità di rimozione del substrato. Introducendo Monod:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu}{Y} \cdot x = \frac{\mu_{\max}}{Y} \cdot \frac{S}{S + K_s} \cdot x$$

Si ottiene l'equazione di Michaelis-Menten. La dipendenza tra velocità di rimozione del substrato e la concentrazione del substrato stesso è esprimibile tramite:

$$v = v_{\max} \cdot \frac{S}{S + K_s}$$

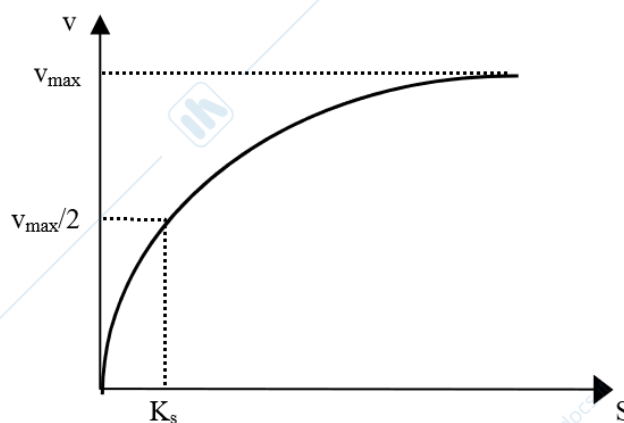


Figura 6 - Andamento della velocità di rimozione del substrato v in funzione della concentrazione di substrato S.

Considerando un sistema di batteri a concentrazione costante ($x = \text{costante}$) i due casi limite di maggior interesse sono:

- 1) Elevate concentrazioni di substrato. $S \gg K_S \rightarrow v = v_{\max}$

$$\frac{dS}{dt} = v_{\max} \cdot x = K_0$$

La velocità di rimozione del substrato è costante ed indipendente dalla concentrazione del substrato stesso \rightarrow cinetica di ordine zero.

- 2) Concentrazioni di substrato particolarmente ridotte. $S \ll K_S$:

$$v = v_{\max} \cdot \frac{S}{K_S}$$

$$\frac{dS}{dt} = v_{\max} \cdot \frac{S}{K_S} \cdot x = K_1 \cdot S$$

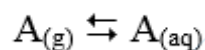
La velocità di rimozione del substrato è così linearmente dipendente dalla concentrazione del substrato stesso, con una cinetica del primo ordine rispetto alla concentrazione stessa.

Costanti di Henry di tre composti A, B, C:

- $H_A = 9,3 \times 10^{-2} \frac{\text{moli}}{\text{L atm}}$
- $H_B = 3,6 \times 10^{-2} \frac{\text{moli}}{\text{L atm}}$
- $H_C = 2 \times 10^{-1} \frac{\text{moli}}{\text{L atm}}$

Mettere in ordine crescente di facilità a passare dalla fase liquida alla fase gassosa e giustificare la risposta.

Dissoluzione di gas in fasi acquose:



Equilibrio descritto dalla seguente relazione:

$$H_A = \frac{[A_{(aq)}]}{[A_{(g)}]} = \frac{C_A}{P_A}$$

H_A : la costante di Henry, rappresentativa della solubilità del componente A in acqua

P_A : pressione parziale di A nel gas

C_A : concentrazione di A in fase liquida [M], concentrazione alla saturazione, massima quantità del gas che può disciogliersi nella fase acquosa

La costante di Henry dipende dalla temperatura, con valori decrescenti all'aumento di T.

Definire cosa si intende per PM_{10} ed indicare quali delle seguenti affermazioni sono corrette, illustrando adeguatamente le motivazioni della risposta:

- a) Le concentrazioni di PM_{10} sono sempre maggiori rispetto a quelle delle polveri totali
- b) Le concentrazioni di PM_{10} sono maggiori o minori di quelle delle polveri totali, secondo l'entità delle emissioni dell'area
- c) Le concentrazioni di PM_{10} sono sempre minori o al massimo uguali a quelle delle polveri totali.

PM_{10} → particolato atmosferico con diametro $\leq 10 \mu m$, frazione granulometrica fine delle polveri totali. Parametro utilizzato per la formulazione dei limiti di qualità dell'aria.

Le polveri totali costituiscono il materiale particolato: miscela di particelle solide o liquide di forma e composizione assai diversificate.

Alla frazione granulometrica fine è associato il contributo emissivo delle attività antropogeniche di combustione ed industriali ed il traffico veicolare (attività responsabili dei fenomeni di concentrazione locale).

Indicare quali delle seguenti caratteristiche intervengono nel descrivere la dipendenza della concentrazione in atmosfera di un liquido puro a seguito di uno sversamento accidentale, motivando la risposta:

- a) Tensione di vapore del liquido
- b) Temperatura del liquido
- c) Concentrazione atmosferica di CO_2

Equilibrio gas/liquido: $K = C_g/C_l$ con $K = p_v/C_l = 1$ e $C_g = p_i \rightarrow p_i = p_v \rightarrow$ presenza in fase gas dipende da tensione di vapore e quindi anche da temperatura

Analisi merceologica

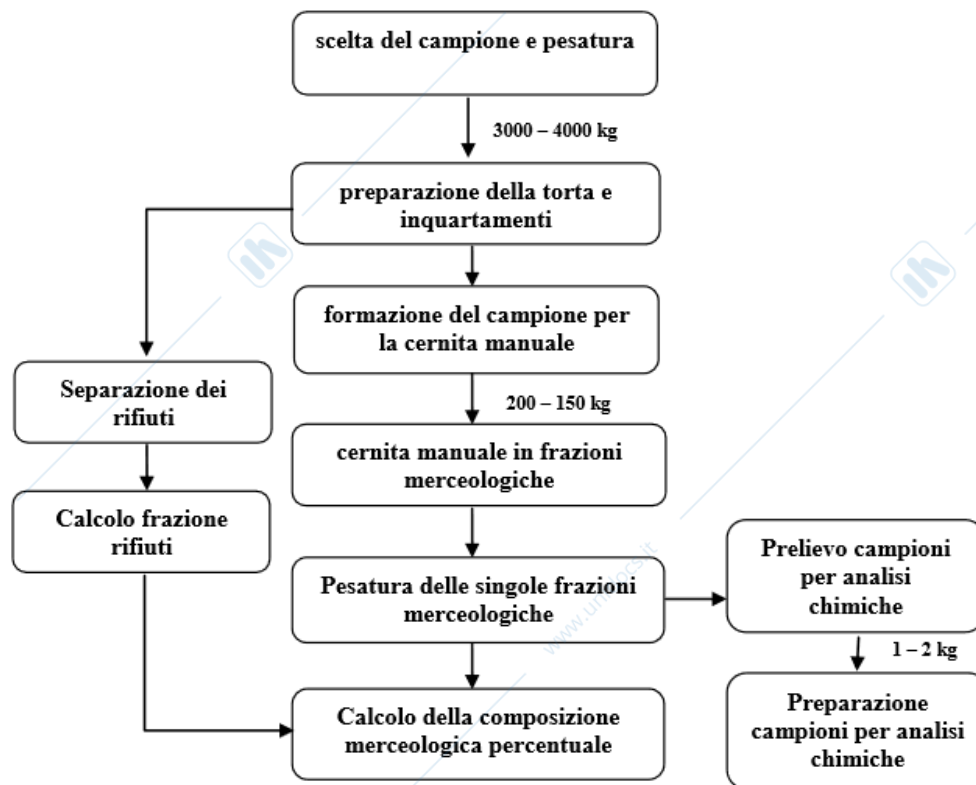
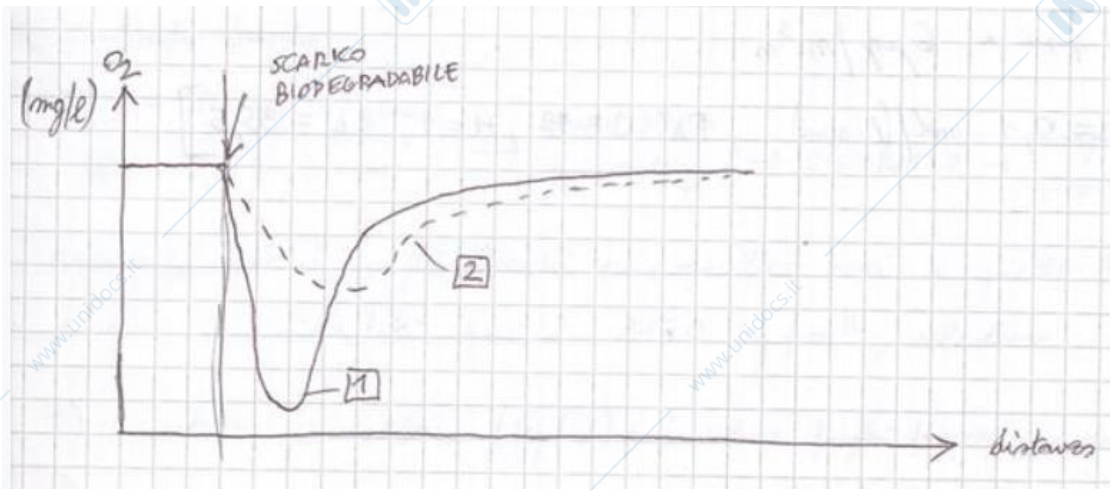


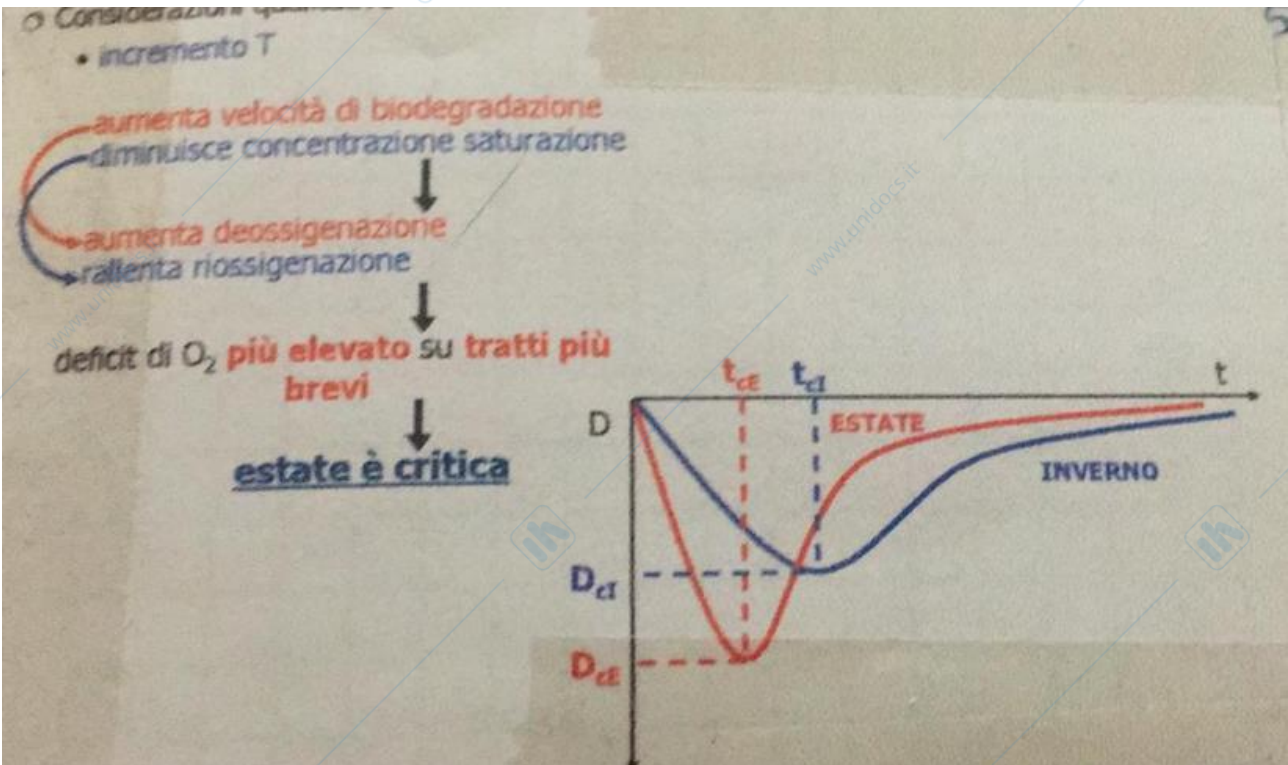
Figura 5 - Schema della procedura di campionamento per la determinazione delle frazioni merceologiche e la preparazione dei campioni per le analisi chimiche.

In un corso d'acqua superficiale soggetto all'immissione di uno scarico contenente sostanza organica biodegradabile, l'andamento qualitativo della concentrazione di ossigeno disciolto in funzione della distanza dal punto di immissione dello scarico è:



Se le caratteristiche dello scarico sono costanti indicare quale tra 1 e 2 rappresenta il caso della temperatura atmosferica più elevata, giustificando la risposta.

IMMISSIONE DI UNO SCARICO DI SOSTANZA ORGANICA BIODEGRADABILE



L'aumento del carico organico immesso determina un incremento del tempo critico e del deficit critico: il fenomeno di deossigenazione risulta così più intenso ed esteso a tratti più lunghi del corso d'acqua. Carichi sversati particolarmente consistenti possono determinare situazioni in cui la

concentrazione di ossigeno disciolto si annulla, con D_c che raggiunge il suo valore massimo (S_s) e si instaurano condizioni di setticità (morte di organismi aerobi e acque maleodoranti).

caratteristiche scarico: portata in massa di sostanza organica biodegradabile (BOD_{tot}), biodegradabilità della sostanza organica (k della cinetica di deossigenazione)

La costante di velocità k rappresenta la biodegradabilità della sostanza organica contenuta nel liquame e il suo valore dipende dalla temperatura ed è crescente con essa:

$$k_T = k_{20^\circ} \cdot \theta^{(T - 20^\circ)}$$

Il deficit critico di ossigeno è definito come:

$$D_C = \frac{K_1}{K_2} B_0 \cdot e^{-K_1 t_c}$$

K_1 : costante correlata alla biodegradabilità dello scarico immesso e alla temperatura

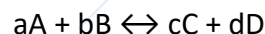
K_2 : costante di riossigenazione del corso d'acqua

B_0 : concentrazione iniziale della sostanza organica nel corso d'acqua

t_c : tempo critico quando $dD/dt = 0$ (D : deficit di ossigeno rispetto alla saturazione), quando ho valore minimo di ossigeno disciolto nel corso d'acqua (e massimo valore del deficit di ossigeno)

Costante di equilibrio

Nell'ambito delle reazioni chimiche, le condizioni di equilibrio rappresentano il massimo grado di conversione ottenibile, a T e P costanti e prefissate, dei reagenti nei prodotti di reazione. Tali condizioni si quantificano numericamente tramite il valore della costante di equilibrio K che, per una generica reazione rappresentabile con la seguente stechiometria:



assume l'espressione:

$$K = \frac{[C]^c \cdot [D]^d}{[A]^a \cdot [B]^b}$$

I termini tra parentesi quadre rappresentano le concentrazioni delle speci chimiche coinvolte nella reazione, espresse in termini che dipendono dal loro stato fisico: valgono, a tale proposito, le seguenti convenzioni:

- per reazioni che avvengono in soluzioni liquide, la concentrazione del solvente va espressa in termini di frazioni molari. Nel caso assai frequente di soluzioni acquose diluite, o che possono ragionevolmente considerarsi tali, la frazione molare dell'acqua può così assumersi pari ad 1: quindi, $[H_2O]_1 = 1$;
- in modo del tutto analogo, per le sostanze presenti in soluzione allo stato solido la concentrazione si assume pari ad 1;
- per sostanze disciolte in fasi liquide la concentrazione va espressa in termini molari (moli l^{-1});
- per sostanze presenti nell'ambiente di reazione in fase gassosa, la concentrazione va espressa in termini di pressione parziale p_i .

Il valore numerico della costante di equilibrio K è, di norma, riferito a condizioni standard di temperatura e pressione pari, per convenzione, a 25°C (298°K) ed 1 atm . Nell'ambito delle applicazioni più tipiche dell'ingegneria ambientale, lo studio di reazioni che non avvengono a pressione atmosferica è piuttosto raro, mentre relativamente più frequente è il caso di processi che si verificano a temperature diverse da 25°C : in tali situazioni, il valore di K è ricavabile dall'espressione seguente, che ne fornisce la variazione in funzione della temperatura T :

$$\frac{d \ln K}{dT} = \frac{\Delta H^0}{RT^2}$$

Se integrata:

$$\ln \frac{K_2}{K_1} = \frac{\Delta H^0}{R} \cdot \left(\frac{1}{T_1} - \frac{1}{T_2} \right)$$

nota come equazione di Van't Hoff. Stabilisce che le reazioni esotermiche ($\Delta H < 0$) risultano favorite dalla diminuzione della temperatura a cui si fa avvenire la reazione e viceversa: infatti, per $T_1 > T_2$ e $\Delta H < 0$:

$$\ln \frac{K_2}{K_1} = \ln K_2 - \ln K_1 > 0 \Rightarrow K_2 > K_1$$

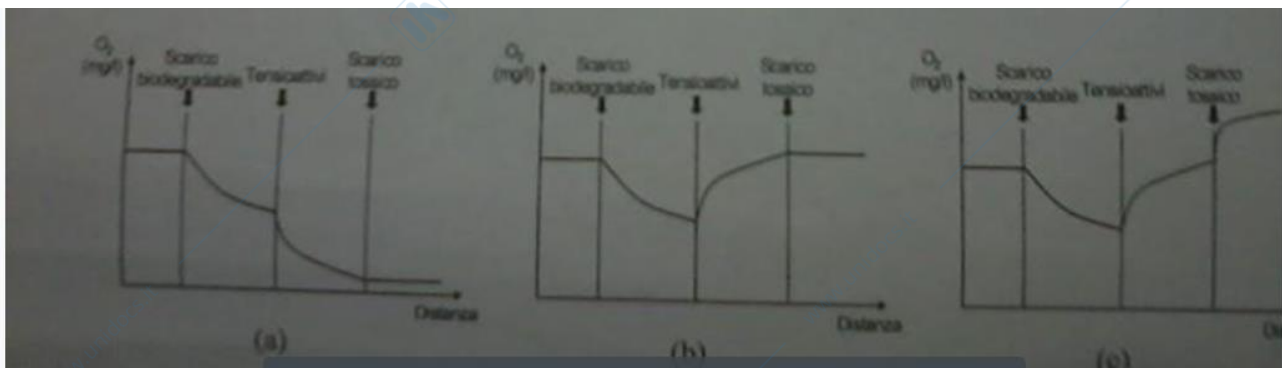
$$\ln \frac{K_2}{K_1} = \ln K_2 - \ln K_1 < 0 \Rightarrow K_1 > K_2$$

Costante cinetica

$$r = k \cdot [A]^a [B]^b$$

ove k rappresenta la costante di velocità (o costante cinetica) e gli esponenti a e b delle concentrazioni rappresentano l'ordine della reazione rispetto ai singoli composti che partecipano alla reazione stessa, determinati sperimentalmente. L'ordine della reazione dipende dal meccanismo con cui essa avviene: nel caso di reazioni elementari, il meccanismo è completamente descritto dalla stechiometria (la reazione avviene esattamente come è "scritta") e l'ordine della reazione coincide con i coefficienti stechiometrici; viceversa, per reazioni non elementari il meccanismo non è descritto dalla stechiometria, ma da un insieme di reazioni elementari di cui la stechiometria stessa rappresenta solo il risultato complessivo: in tal caso, l'ordine della reazione è diverso dai coefficienti stechiometrici.

Indicare quale delle tre seguenti situazioni rappresenta l'andamento della concentrazione di ossigeno critico in un corso d'acqua superficiale a seguito delle immissioni indicate in figura, illustrando le motivazioni.



Scarico biodegradabile → deossigenazione (attività biologica aumenta)

Tensioattivi → stessi effetti di grassi ed olii, impediscono la riossigenazione

Scarico tossico → riossigenazione (attività biologica inibita)

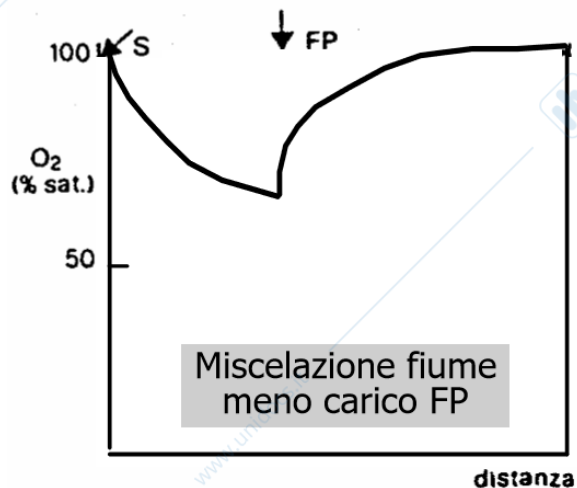
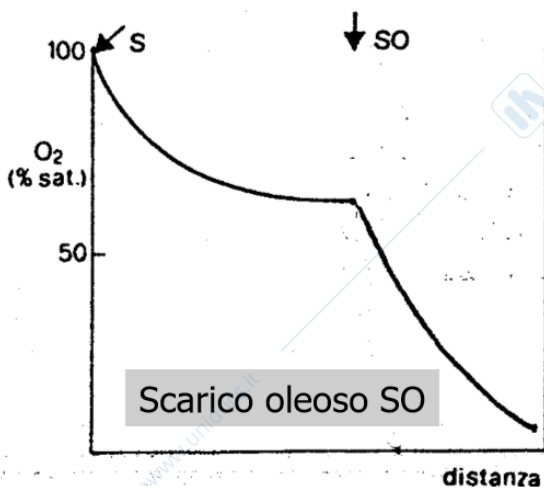
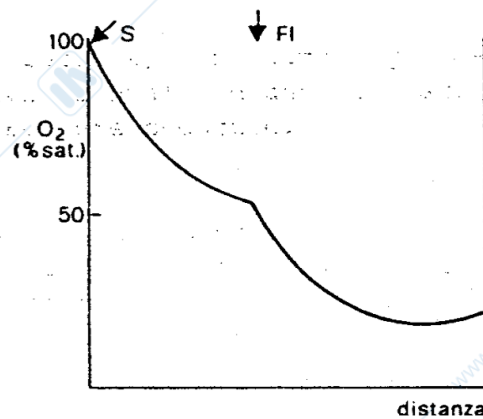
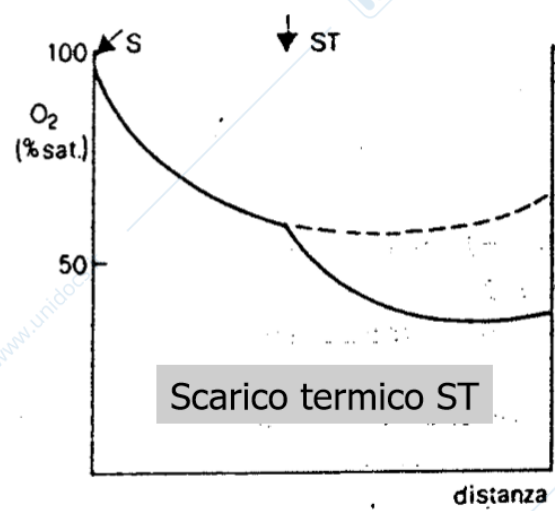
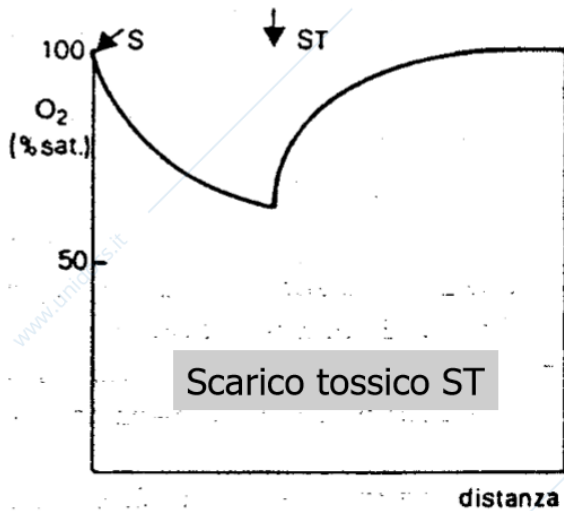
- IMMISSIONE DI UNO SCARICO TOSSICO
Favorisce la riossigenazione, bloccando od inibendo l'attività biologica stessa
- IMMISSIONE DI UNO SCARICO TERMICO
Aumenta l'attività biologica, favorisce la deossigenazione
- IMMISSIONE DI UNO SCARICO OLEOSO
Si crea un film poco permeabile alla diffusione gas/acqua, impedisce la riossigenazione
- CONFLUENZA CON UN FIUME PULITO (o meno carico)
Pressoché istantanea diminuzione del deficit di ossigeno (favorisce la riossigenazione)

e) CONFLUENZA CON UN FIUME PIU INQUINATO (o più carico)

Aumenta il deficit in misura variabile a seconda dell'entità dell'inquinamento (deossigenazione)

f) DIMINUIZIONE DI PORTATA DEL FIUME (PRELIEVI E DERIVAZIONI)

Rende più marcati i deficit di ossigeno dovuti a successivi scarichi



Considerazioni qualitative

