

DEGRADACIÓN BIOLÓGICA DEL FENOL POR LODOS ACTIVADOS RESPUESTA DEL SISTEMA AL INCREMENTO DE CARGA



LUIS HERNANDO GIL V.

Ing. Químico, Profesor Asociado - Departamento de Procesos Químicos

Facultad de Minas - Universidad Nacional de Colombia

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA

SEDE MEDELLÍN

DEPTO. DE BIBLIOTECAS

BIBLIOTECA MINAS

ABSTRACT

Initially, a literature review about the general behavior of the biological decomposition of phenol by the activated-sludge system is presented, where discrepancies seem to appear among researchers due to different operation conditions

worked by them. The degradation velocity depends on phenol concentration in a high level and on the charge used because its potential toxicity.

Experiments were carried on in a pilot plant, using a mixture of low molecular weight alcohols, highly biodegradable, with a solution of pure phenol, increasing the phenol concentration from 33 % to 60 % in relation to DQO. Charges of phenol between 0,2 and 0,8 g of phenol /day/liter were applied, the initial concentration of phenol was changed between 200-2000 mg/l and hydraulic retention times between 0,9 and 1,5 days were handled.

The results have shown that the phenol concentration in the downstream has an exponential behavior with the charge of phenol applied. In general, high efficiency in phenol removability is presented, reaching phenol concentration below 0,2 mg/l downstream, with an average of 1,5 days in THR and average charges between 0,5-0,6 g phenol/day/liter and a microorganism relation feed (A/M) of 0,4-0,5 g DBO₅/day/g SS.

RESUMEN

Se presenta inicialmente una revisión de bibliografía sobre el comportamiento general de la descomposición biológica del fenol mediante el sistema de lodos activados, donde aparentemente se presentan discrepancias entre los investigadores por trabajar en diferentes condiciones de operación. La velocidad de degradación depende en alto grado de la concentración de fenol en el reactor y de la carga aplicada dado su potencial toxicidad.

Se hace un desarrollo experimental a nivel piloto, usando como sustrato una mezcla de alcoholes de bajo peso molecular, altamente biodegradables, con solución de fenol puro, aumentando el contenido de fenol de 33% a 60% en términos de DQO. Se aplicaron cargas fenólicas entre 0,2 - 0,8 g fenol/día/litro, la concentración inicial de fenol se varió de 200-1000 mg/l y se manejaron tiempos de retención hidráulico(THR) entre 0,9-1,5 días.

Los resultados indican que la concentración de fenol en el efluente varía en forma exponencial con la carga fenólica aplicada. En general se presenta una gran eficiencia de remoción de fenol, logrando efluentes por debajo de 0,2 mg/l de fenol, con THR promedio de 1,5 días y cargas promedio entre 0,5-0,6 g fenol/día/litro y una relación alimento microorganismos (A/M) de 0,4-0,5 g DBO₅/día/g SS.

PALABRAS CLAVES

Lodos activados, remoción de fenol, cargas orgánicas, tóxico

KEY WORDS

Activated-sludge, phenol removability, organic charge, toxic.

1. INTRODUCCIÓN

El fenol y compuestos fenólicos son muy comunes en las aguas residuales de muchos procesos industriales que incluyen refinerías de petróleo, plantas petroquímicas, plantas de coquización y gasificación de carbón, industria de herbicidas, industria de plásticos, carbonización de madera, producción de fenol, industria de explosivos, y la industria de resinas fenólicas.

Estos compuestos son considerados altamente tóxicos, destruyen todo tipo de células. Ellos precipitan las proteínas, son absorbidos en la corriente sanguínea y actúan como un verdadero veneno. En las normas para consumo humano se tiene un límite permisible de 0,002 mg/litro.

Es generalmente tóxico para los microorganismos y fue el primer compuesto ampliamente usado como antiséptico, hoy es poco su uso para este fin.

En las normas o disposiciones sanitarias colombianas sobre aguas, se presentan criterios de calidad del agua para preservación de flora y fauna, en aguas dulces, frías o cálidas y en aguas marinas o estuarinas; para el fenol son las siguientes:

Clorofenoles 0,5 mg/litro como clorofenol

Fenoles 1,0 CL⁹⁰ o sea la concentración de fenol que produce la muerte al cincuenta porciento de los organismos sometidos a bioensayos en un período de 96 horas. Esta concentración no se ha cuantificado para el fenol pero debe ser del mismo orden de 0,5 mg/l o ligeramente superior ya que los clorofenoles son más resistentes a la biodegradación que los fenoles no sustituidos.

En las normas de vertimiento, aparecen las concentraciones para el control de la carga para varias sustancias de interés sanitario, en el caso de los compuestos fenólicos se tiene un valor de 0,2 mg/l

como fenol. Este valor parece un tanto exigente; en el momento estos valores están siendo reevaluados, un valor de 0,5 mg/l puede ser aceptable y más para fenol no sustituido.

TRATAMIENTO

La tecnología para tratamiento va desde recuperación por extracción con solventes cuando la cantidad de aguas y la concentración de fenol es alta como para justificar la inversión, generalmente a concentraciones mayores de 1000 mg/l de fenol se hace factible.

La incineración es otro proceso que se puede considerar, aunque generalmente es algo costoso. El proceso físico-químico de coagulación-flocculación es poco eficiente, se acostumbra su uso para pulimento, cuando las concentraciones son relativamente bajas (< 1,0 mg/l).

La adsorción en carbón activado, la oxidación química con cloro, ozono O₃, peróxido de hidrógeno H₂O₂ catalizado con luz ultravioleta UV, son métodos que se pueden emplear, aunque por su costo, normalmente se aplican en la refinación del efluente (1,2)

A pesar de su toxicidad, los procesos biológicos aerobios son los más usados, ya sean lagunas aireadas, filtros biológicos y lodos activados, estos presentan altas eficiencias de remoción (1,2). Los sistemas anaerobios han tenido poca aplicación aunque hay algunos trabajos al respecto (2,3)

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA APLICACIÓN DE LODOS ACTIVADOS

En la bibliografía se encuentra una buena cantidad de artículos sobre este tema, unos muy recientes indican el interés por entender la biodegradabilidad aerobia del fenol y mejorar los criterios sobre el manejo del sistema biológico.

Importante la evaluación que presenta Capestan (4) sobre el efecto del azufre, dosificado como SO₄, al proceso de lodos activados aplicado a aguas residuales fenólicas. Capestan, ensayó el elemento

como macronutriente en un sistema batch y obtuvo los resultados que se presentan en la fig.1

Se puede apreciar cómo el sulfato influye en la velocidad de degradación biológica del fenol, el ensayo se realizó en las mismas condiciones, la única diferencia fue la adición de sulfato.

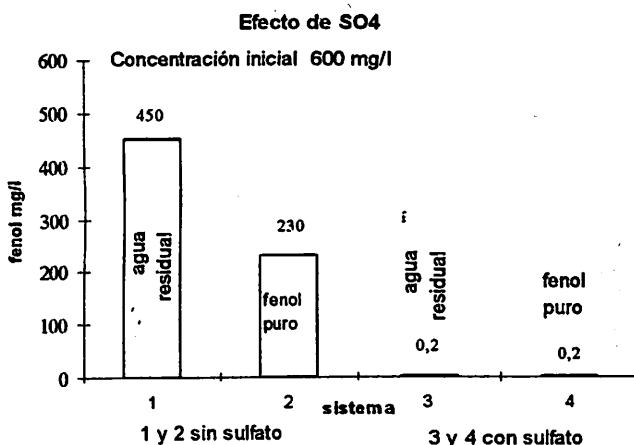


Figura 1 Efecto del SO₄, en el consumo de fenol, tiempo 24 horas con carga 0,4 g DBO/g SS

Los 4 sistemas se iniciaron con 600 mg/l de fenol, los dos primeros que no tenían SO₄ presentaron una eficiencia de remoción de fenol muy baja, contrario a los otros dos sistemas que tenían el sulfato.

A los sistemas 1 y 2 después de las 24 horas, se le adicionó sulfato y el fenol rebajó a 0,5 mg/l en un tiempo igual.

Aunque no evaluó el nivel óptimo de nutrientes requerido, si aplicó en su trabajo con las aguas fenólicas una relación DBO:N:P:S de 100:5:5:5. Normalmente se trabaja en lodos activados con una relación DBO:N:P de 100:5:1 y el azufre se tiene como micronutriente.

Para evaluar la remoción del fenol en un sistema continuo, trabajó en planta piloto y luego en planta real, inició los sistemas inoculando con lodos activados de origen doméstico y aclimatándolos al consumo de fenol. El agua residual con 1000 mg/l de fenol equivalente al 40 % de la DQO del agua

residual, tiene además: ácido benzoico, tolueno, benzaldehido y otros compuestos orgánicos de bajo peso molecular.

Las condiciones de trabajo y resultados obtenidos se resumen en la tabla 1.

Evaluación en continuo de remoción de fenol

Tabla 1 Capestan (4)

Planta piloto				
Afluente	Effluente	Parámetros del proceso		
Fenol	1000 mg/l	0,128 mg/l	THR	24 horas(retención hidráulico)
DQO	6000 mg/l	193,0	COV DBO	3,92 g DBO/l dia
DBO:N:P:S	100:5:5:5		SSLM	6050 mg/l
pH	8,5		IVL	160 ml/g
			F/M	0,6 g DBO/día/g SSLM
			Lodos	0,3 g SSLM/día/g DBO rein
			COF	1,0 g fenol/l dia
Planta Real				
Afluente	Effluente	Parámetros del proceso		
Fenol	700-1220	0,23-0,84	THR	31 horas
DQO	6160-7000	250-670	COV DBO	3,45 g DBO/l dia
pH	7,9-8,2		SSLM	3580-4.370 mg/l
			IVL	100 ml/g
			COF	0,79 g fenol/l dia
			F/M	0,86 g DBO/día/g SSLM

Aunque los lodos activados producidos en el sistema a escala real presentan muy buenas propiedades de sedimentación, el efluente es turbio y con un ligero color pardo. Se da como causa del alto nivel de turbiedad en el efluente a la ausencia de los predadores protozoarios o rotíferos en el sistema.

Adams y colaboradores (5) trabajaron con un desecho de una industria de coque con alta concentración de fenol y amoniaco, un nivel bajo de cianuros y un pH

relativamente alto. El agua residual presenta como características promedio, en mg/l: fenol 3270, DBO 6370 y DQO 8230, cianuros 3,5 , amoniaco 440 y un pH de 9,6.

En este caso prácticamente el fenol es el único que aporta materia orgánica, el estudio se orientó a la eliminación del fenol y a la nitrificación del amoniaco.

Adams, observó que la velocidad degradación aerobia del fenol se comporta de acuerdo a la correlación de Eckenfelder, en términos de la DBO, así:

$$\frac{S_i - S}{X_{vt}} = KS \text{ Para un valor de } K = 0,0022 \text{ /mg DBO/I día}$$

Donde :

S_i : concentración de sustrato en el afluente DBO mg/l

S : concentración de sustrato en el reactor o efluente DBO mg/l

X_{vt} : SSVLM mg/l en reactor

t : tiempo de retención hidráulico

K : coeficiente de remoción de DBO

Con relación a la remoción del fenol, obtuvo los resultados de la fig.2, donde se observa la concentración de fenol residual a diferentes cargas orgánicas aplicadas, la cual varió entre 0,174 a 0,443 como gramos de DBO por día por gramo de SSVLM, con la concentración de SSVLM entre 1776-2811 mg/l y el tiempo de retención hidráulico lo varió entre 20 y 5,4 días.

La concentración del fenol residual fue muy baja con tendencia a crecer fuertemente a medida que se aumenta la carga orgánica del reactor.

La sedimentabilidad del lodo producido es relativamente baja como lo indican los valores del índice volumétrico de lodos (IVL) que se presentan en la fig.3

Se presentó crecimiento de microorganismos filamentosos principalmente a cargas altas, lo que se mejoró al aumentar los niveles de micronutrientes para tener un índice promedio de 150 ml/g, que no es muy bueno pero es aceptable.

El aporte de nutrientes que utilizó contenía una buena dosis de hierro, sulfatos y cloruros, cantidades pequeñas de Mn, Co, Ca, Mg, K y Zn

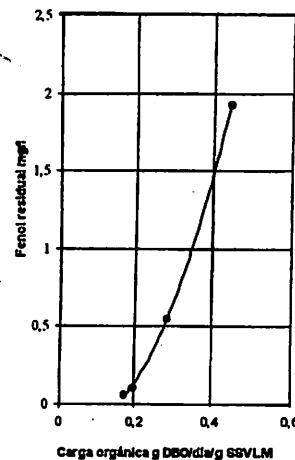


Fig.2 Residual de fenol

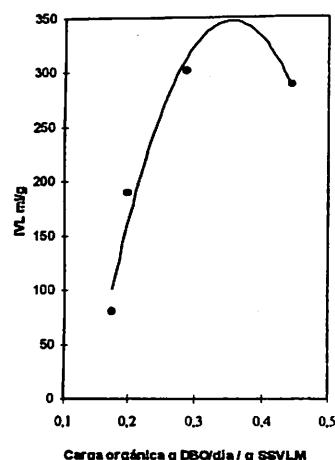


Fig.3 Variación IVL

Beltrame y otros (6,7) evaluaron la cinética de degradación biológica del fenol en un reactor batch, y en un reactor de flujo continuo. Concluyen que los datos cinéticos obtenidos en el reactor batch son de valor limitado para el diseño de un sistema continuo.

En el reactor continuo observaron un comportamiento que se acomoda al modelo de Monod para sustratos no inhibitorios (ver fig.4), encontraron un valor para el tiempo de retención celular mínimo de 27 horas y una producción de biomasa de 0,45 mg SSV/mg de fenol degradado.

En el reactor de 3,1 litros, mantuvieron unas condiciones de operación con O.D. de 7,5 mg/l, pH = 7,2, tiempos de retención hidráulico muy pequeño de 1,56 - 6,25 horas, un nivel de fenol en el reactor muy alto, entre 33 -301 mg/l y una concentración en el alimento entre 180-360 mg/l de fenol. La carga de fenol aplicada fue de 0,69 a 5,5 g/l día

Rozich y colaboradores (8), a raíz de los resultados contradictorios que encontraron con relación a la cinética de degradación biológica del fenol, evaluaron a escala piloto flujo continuo en un reactor de 2,1 litros la degradabilidad del fenol. Como inoculo bacterial usaron lodos del sedimentador primario del tratamiento municipal los cuales aclimataron al consumo de fenol. El trabajo se desarrolló a 25°C, con un nivel de oxígeno disuelto O.D. del 90 % de saturación. Con niveles tan altos de O.D. se tiene una mayor oxidación del sustrato y menor producción de biomasa.

El agua residual o afluente sintético tenía 500 mg/l de fenol, nutrientes N, P, S y micronutrientes Fe, Mn, Ca y una concentración de SSVLM de 1500 a 1700 mg/l.

Operaron el reactor con un factor de dilución D (relación flujo/volumen de reactor) entre 0,208 y 0,083 h⁻¹ o sea tiempos de retención hidráulico de 8 a 12 horas, lo que implica una carga de fenol de 1,0 a 1,5 g /l día.

Usaron el modelo de Monod que aplica para sustratos no inhibitorios y la relación de Haldane que considera sustratos inhibitorios. Su comparación se puede apreciar en la fig. 4

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

Monod

$$\mu = \frac{\mu_{max}S}{K_s + S + S^2/K_i}$$

Haldane

Donde:

μ = velocidad de crecimiento específico (tiempo⁻¹)

μ_{max} = máxima velocidad de crecimiento específico (tiempo⁻¹)

S = concentración de sustrato soluble en el reactor o efluente del clarificador

K_s = constante de saturación o concentración límite de sustrato donde

$\mu = 0,5 \mu_{max}$ (mg/l)

K_i = constante de inhibición, usado en varios modelos, da razón de la concentración inhibitoria del sustrato (mg/l)

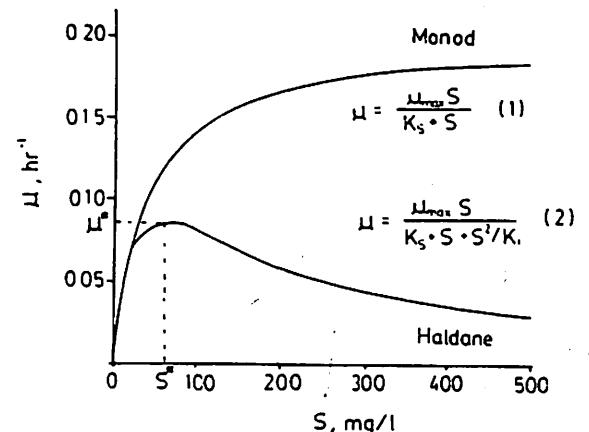


Figura 4 Comparación de la relación entre la velocidad de crecimiento específico de biomasa i y concentración de sustrato S, según Monod y Haldane.

Los resultados obtenidos indican una concentración de fenol en el efluente menor de 0,1 mg/l en todos los ensayos con la concentración inicial de 500 mg/l de fenol y un DQO promedio de 50 mg/l en el efluente. La forma de operación del sistema dió lugar, según lo reportan, a que se presentara una pérdida de agua por evaporación, no menciona si ocurrió pérdida de fenol.

Obtuvieron los coeficientes cinéticos de los dos modelos Monod y Haldane, para predecir el comportamiento de la concentración de la biomasa (X = SSLM) en el reactor y del fenol en el efluente (S) para diferentes factores de dilución D (h⁻¹).

En las figs. 5 y 6 se presenta la simulación del comportamiento de los modelos para dos concentraciones iniciales de fenol Si = 500 mg/l y Si = 1500 mg/l.

El comportamiento de los dos modelos es semejante en bajos valores de D (altos tiempos de retención), cuando Si = 500 mg/l, se presentan pequeñas diferencias a medida que se aumenta el factor de dilución.

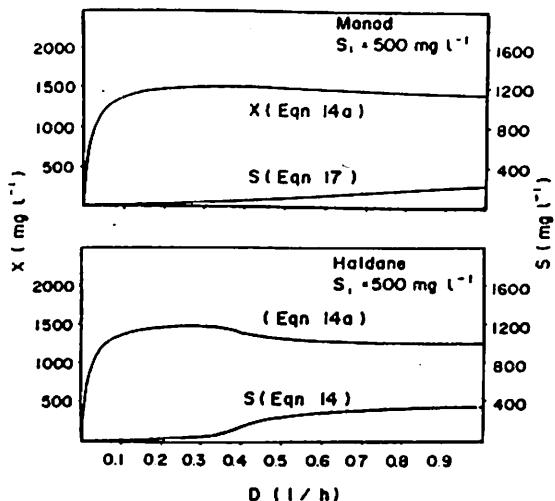


Fig. 5 Comparación de las curvas según Monod y Haldane para tratamiento de fenol con $S_i = 500 \text{ mg/l}$

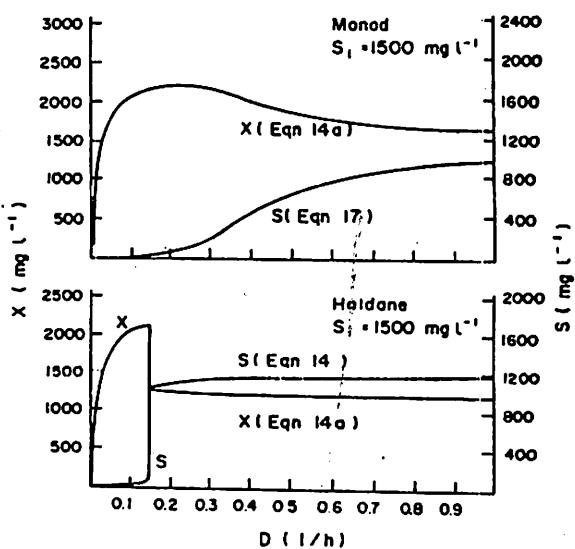


Fig. 6 Comparación de las curvas según Monod y Haldane para tratamiento de fenol con $S_i = 1500 \text{ mg/l}$

Para $S_i = 1500 \text{ mg/l}$, a partir de $0,15 \text{ h}^{-1}$ ($t = 6,67 \text{ h}$) hay grandes diferencias entre los modelos. Según Monod, a medida que se aumenta D , la concentración de fenol del efluente aumenta gradualmente hasta un valor de 1000 mg/l , según Haldane en $0,15 \text{ h}^{-1}$ el fenol del efluente aumenta súbitamente hasta 1200 mg/l y así mismo la concentración de lodos X que crecía fuertemente, en este punto cae bruscamente.

En el valor $D = 0,15 \text{ h}^{-1}$, según Haldane, es un punto crítico en el cual el sistema falla completamente.

Para tratamiento de aguas residuales fenólicas donde se busca un efluente con una concentración despreciable de fenol, se requieren factores de dilución muy bajos o sea alto tiempos de retención hidráulicos, en estas condiciones los dos modelos se comportan en forma semejante.

Rozich y colaboradores en un trabajo posterior(9), con el mismo sistema experimental del trabajo anterior(8), evaluaron la respuesta de lodos activados aclimatados a los cambios bruscos de concentración inicial de fenol S_i .

Trabajaron con un factor de dilución constante de $0,083 \text{ h}^{-1}$, se alimentó el reactor con $S_i = 500 \text{ mg/l}$ (1 g/l día) y se cambió a 1000 mg/l (2 g/l día). Como resultado, la concentración de fenol efluente no sufrió ningún aumento, se conservó por debajo de $0,1 \text{ mg/l}$; se observó un aumento fuerte de producción de biomasa pasando de 1400 mg/día a más de 3000 mg/día .

Once días después de este incremento, se sometió a otro aumento, pasando de 1000 mg/l a 2000 mg/l (4 g/l día), el resultado fue que el sistema falló completamente.

Watanabe y otros (10) trabajaron con 10 cepas de bacterias de reconocida capacidad para degradar el fenol en forma aerobia, determinaron la actividad específica de degradación y su variación con la concentración de fenol. Las bacterias usadas fueron *Pseudomonas sp*, *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas pickettii*, *Alcaligenes spp*, *Achromobacter sp*, *A.calcoaceticus*, etc.

Las células bacterianas que se usaron para los ensayos de actividad, fueron preparadas en cultivos continuos controlados, con una concentración de 1500 mg/l de fenol en la alimentación, un factor de dilución de $0,67/\text{día}$ ($t=1,5 \text{ días}$) o sea una carga de $1,0 \text{ g/l día}$, para un efluente menor de $0,5 \text{ mg/l}$.

Todas las bacterias presentaron un comportamiento similar, la actividad incrementó con la concentración de fenol hasta cierto valor y luego decrece gradualmente al aumentar la concentración.

La máxima actividad se presenta entre 0,30-0,94 mg/l de fenol, arriba de 1,0 mg/l la actividad comienza a decrecer, en 9,0 mg/l la actividad se presenta entre un 70-50 % de la inicial y en 90 mg/l la actividad es muy pobre para la mayoría de ellas.

Watanabe y colaboradores en otro informe (11) evaluaron la respuesta del sistema de lodos activados al incremento de carga de fenol, trabajaron con semilla de una planta de lodos activados que trata las aguas residuales de una refinería.

El proceso continuo, a nivel piloto consistió de un reactor de 5 litros y un sedimentador de 3 litros, trabajó a 25°C, con 2600 mg/l de SSLM, la carga fenólica se incrementa de 0,3 a 8,0 gramos de fenol / litro día y se mantuvo constante un factor de dilución de 1 dia⁻¹ (t = 1 día).

Los resultados revelan que con una carga de 1 g/l día se tiene un efluente de 100 mg/l en el día 5, después mejoró. Con 2 g/l día el fenol se incrementó a 1000 mg/l sobre el mismo día, lo que indica que en las condiciones de operación la carga de 1 g/l día sería la mayor aceptable.

Shishido y colaboradores (12), trabajaron con microorganismos de una planta de lodos activados, estos fueron aclimatados al consumo de fenol a 25 °C con alto nivel de O.D., suministro de nutrientes en la relación 60:5:1 para fenol: N:P y en un medio con 80 mg/l de fenol, los microorganismos eran dos especies: bacterias esféricas y filamentosas. Los experimentos de biodegradación se realizaron en operación batch en un tanque de 3 litros bien aireado, la pérdida de fenol por volatilización fue despreciable, la velocidad de degradación se midió por velocidad de consumo de oxígeno. De su trabajo se concluye que a bajas concentraciones de fenol la degradación ocurre con una cinética de orden cero.

$$\frac{S_i - S}{X t} = K_o$$

Donde :

S_i = concentración de sustrato inicial

S = concentración de sustrato en el reactor

X = SSLM en el reactor

t = tiempo de retención hidráulico en el reactor

K_o = constante de velocidad de reacción, orden cero

Los resultados sugieren que el modelo convencional de Haldane, para sustratos inhibitorios, no aplica para el consumo de fenol a bajas concentraciones, en particular para concentraciones menores a 10 mg/l.

Wang y coinvestigadores (13) evaluaron la influencia de la presencia de otro sustrato altamente biodegradable como glucosa, en la degradación biológica del fenol.

La degradación simultánea de sustratos, a dado lugar a muchas controversias entre los investigadores.

Ellos trabajaron con *Pseudomonas putida* (ATCC17514), debidamente aclimatada al consumo de fenol y glucosa. Inicialmente realizaron ensayos con sustratos únicos, glucosa o fenol, midieron la velocidad de consumo de sustrato y la velocidad de producción de biomasa. Luego trabajaron con sustratos combinados, en unos ensayos mantuvieron la concentración de fenol constante y variaron la de glucosa, y viceversa, glucosa constante y variación del fenol.

Como conclusiones de su estudio queda claro que cuando ambos sustratos están presentes, son consumidos simultáneamente pero con baja velocidad específica de consumo, comparado con la velocidad cuando están solos. La reducción de la velocidad específica de consumo indica que las dos sustancias quedan involucradas en un cruce inhibitorio. Los valores de los coeficientes cinéticos sugieren que la glucosa inhibe la velocidad de consumo de fenol, mucho más, que la inhibición del fenol sobre el consumo de glucosa. También concluyen que el uso de sustratos fácilmente degradables de ningún modo mejoran la remoción por unidad de biomasa de compuestos clasificados como tóxicos.

Observando el comportamiento de la velocidad de remoción de fenol (no la velocidad específica) por la presencia de glucosa, no sacaron ninguna conclusión clara. Por un lado, un sustrato suplementario como glucosa incrementa la cantidad de biomasa y así la velocidad de remoción de fenol. Por otro lado, la glucosa reduce la velocidad específica de remoción del fenol. El que uno de los dos efectos domine el

proceso va a depender de la concentración en que se agregue el sustrato suplementario.

3. DESARROLLO EXPERIMENTAL

Con el fin de evaluar el comportamiento de la degradación biológica aeróbica del fenol mezclado con otros sustratos altamente biodegradables, se planteó un trabajo a nivel piloto.

3.1 OBJETIVOS:

Objetivo General:

Evaluar el comportamiento general de la degradación biológica del fenol a medida que se aumenta la carga fenólica, manteniendo condiciones ambientales y una relación alimento/microorganismos (A/M ó F/M) apropiadas.

Objetivos específicos:

- Cuantificar la concentración de fenol y de DQO en el efluente del tratamiento biológico en diferentes cargas fenólicas (COF).
- Observar la sedimentabilidad de los lodos biológicos y la presencia de sólidos suspendidos en el efluente SS.
- Verificar la influencia del tiempo de retención hidráulica (THR) en la calidad del efluente.
- Observar sobre el consumo de oxígeno de la flora biológica.
- Observar la influencia de la concentración de fenol en la alimentación sobre la calidad del efluente.

4. PROCEDIMIENTO

La evaluación se llevó a cabo en un sistema piloto en flujo continuo, el sistema tiene una zona reactiva y una zona de sedimentación separadas por un bafle.

En la zona reactiva el sustrato (agua residual) entra en contacto con la biomasa activa en un ambiente apropiado en cuanto al nivel de oxígeno, pH y nutrientes.

En la zona de sedimentación los lodos son retenidos y pueden regresar a la zona reactiva ayudados por el

régimen hidráulico que aporta la inyección de aire. Así el efluente sale clarificado.

El sustrato ó alimento al reactor fue una mezcla de agua residual rica en sustratos muy biodegradables (formol, metanol) con una solución de fenol puro, aumentando paulatinamente el contenido de fenol desde 33 % hasta 60 % la DQO fenólica, la concentración de fenol (So) se varió de 200 a 1000 mg/l y la DQO total (So) de 1515 a 4200 mg/l. El alimento al reactor se preparó diariamente.

Como nutrientes se utilizó una solución de ácido fosfórico y sulfúrico para aportar el fósforo y azufre necesarios. Se utilizó una relación de DQO: P. S de 100: 2: 2 También se agregó trazas de hierro. El nitrógeno lo aporta el agua residual en forma de urea en una cantidad mayor a la necesaria.

El flujo de la alimentación se mantuvo para obtener la carga orgánica fenólica (COF) y el factor de dilución D planeados ($D = \text{flujo/volumen del reactor} = Q/V$). La COF se varió entre 0,193 y 0,826 g de fenol/día/litro de reactor, y D entre 1,43 - 0,51 día⁻¹, lo que equivale a un THR entre 0,7 y 1,96 días.

La biomasa ó concentración de lodos biológicos se mantuvo entre 2500-4900 mg/l de sólidos suspendidos SS, valores que permiten mantener la relación A/M entre 0,31 - 0,52 g DBO₅/día/g SS.

Otras condiciones que se mantuvieron en reactor tienen que ver con el nivel de oxígeno disuelto el cual se mantuvo entre 1,0 - 3,4 mg/l, suministrando aire pasado por una columna de carbón activado para eliminar las trazas de aceite. El valor del pH se mantuvo en forma natural, ligeramente alcalino por la presencia de urea en el agua residual. La temperatura era la ambiental.

Se monitoreó continuamente en el reactor el oxígeno disuelto OD, el pH y la temperatura. Los sólidos suspendidos en el reactor, el fenol y el DQO del efluente se midieron diariamente.

5. RESULTADOS

El trabajo del seguimiento del sistema piloto se llevó acabo durante 4 meses, los resultados se presentan en la tabla No.2, donde aparecen los valores promedio de los datos obtenidos agrupados según el valor de la concentración de fenol utilizada. Estos valores son representativos del comportamiento del sistema en condiciones estables.

La concentración de oxígeno disuelto varió entre 1,0 y 3,4 mg/l para un promedio global de 2,2 mg/l. La velocidad de consumo se presenta en la fig. 12

La temperatura era la ambiental, las mediciones durante el día reportaron un mínimo de 19,3°C y un máximo de 27,0°C para un promedio de 22,6°C. El pH en el reactor reportó un mínimo de 7,2 y un máximo de 7,9 para un promedio de 7,7.

6. ANÁLISIS DE RESULTADOS

6.1 CONCENTRACIÓN DE FENOL EFLUENTE SE:

En general la remoción biológica del fenol es muy alta con eficiencias superiores al 99,7 %. En la fig. 7, se aprecia como la concentración del fenol a la salida del sistema aumenta en forma exponencial a medida que aumenta la carga de fenol, algo similar a lo presentado por Adams.

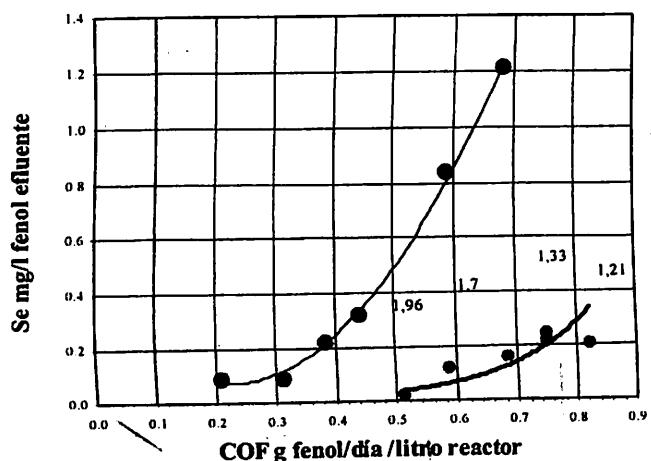


Figura 7 Variación promedio de fenol efluente según la carga y valores puntuales para $THR >$ de 1 dia

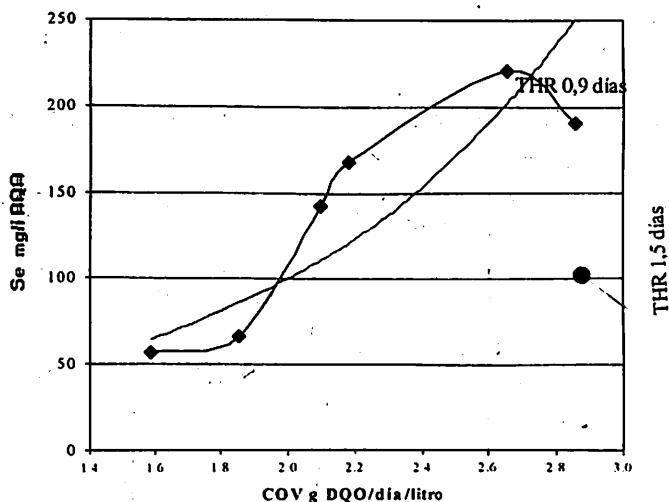


Figura 8 Variación promedio de DQO efluente con la carga de DQO aplicada

Con tiempos de retención hidráulico THR promedio de 0,9 días y con cargas menores de 0,4 g fenol/día/litro, se pueden lograr $Se \leq 0,2$ mg/l. En teoría, cuando se aumenta el THR el sistema puede aceptar más carga y cumplir con el nivel de concentración, lo que se demuestra experimentalmente con la curva inferior.

Con cargas hasta 0,68 g fenol/día/litro se pueden conseguir $Se \leq 0,2$ mg/l, si el THR es de aproximadamente 1,5 días y siempre que se cumplan las otras condiciones, como pH, OD, nutrientes, relación A/M y además, sin excederse en cargas no fenólicas.

En la carga de 0,68 g fenol/día/litro, la parte fenólica puede representar entre el 55 - 60 % de la carga total en términos de la DQO.

En la tabla No. 2, se observa que para cargas COF promedio similares (0,682 y 0,685) pero con THR muy distintos (0,88 y 1,51) se tienen efluentes con Se muy diferentes (1,21 y 0,16), lo que indica la gran influencia del THR en la calidad del efluente en cuanto al fenol.

Se puede afirmar que la concentración de alimentación de fenol So, no es tan importante por si sola en cuanto a la calidad del efluente, el parámetro importante es la COF que es fruto del So y el THR.

Tabla 2 Valores promedio agrupados según concentración de fenol So en alimento

1997 Fecha	Caudal Litros/día	Fenol				DQO	
		COFg/l día	So mg/l	Se mg/l	COV g/l día	So mg/l	Se mg/l
Sep22-30	9,64	0,210	200	0,09	1,587	1515	56
Oct 1-17	9,67	0,315	300	0,09	1,855	1765	66
Oct 20-25	10,18	0,387	350	0,22	2,090	1890	142
Oct27-Nov2	9,94	0,442	400	0,32	2,177	2015	168
Nov 5-22	10,78	0,586	500	0,84	2,655	2265	221
Nov 24-29	10,45	0,682	600	1,21	2,857	2515	191
Dic 15-19	6,3	0,685	1000	0,16	2,876	4200	102

1997 Fecha	D l/día	THR día	Biomasa SS mg/l	A/M DBO5	Cons.Fenol g/día/g ss	Cons.DQO g/día/g ss	IVL ml/g ss
Sep22-30	1,05	0,96	2818	0,33	0,058	0,407	59
Oct 1-17	1,05	0,95	3151	0,34	0,079	0,421	227
Oct 20-25	1,11	0,91	2959	0,41	0,109	0,494	80
Oct27-Nov2	1,08	0,93	2860	0,44	0,122	0,540	83
Nov 5-22	1,17	0,86	3257	0,47	0,158	0,555	216
Nov 24-29	1,14	0,88	4700	0,35	0,123	0,420	160
Dic 15-19	0,68	1,51	3945	0,42	0,130	0,532	225

6.2 CONCENTRACIÓN DE DQO EFLUENTE:

En forma similar, la concentración de la DQO efluente, aumenta gradualmente a medida que se aumenta la carga total como se puede observar en la fig. 8. En el desarrollo del trabajo, la carga total COV se varió a medida que lo hacia la carga fenólica COF. Se trabajó entre 1,4 – 3,2 g DQO/día/litro con THR promedio de 0,9 días, se obtuvo eficiencias de remoción de la DQO entre 90 – 96 % y efluentes con Se entre 150 – 225 mg/l de DQO.

Cuando se aumentó el THR a un promedio de 1,5 días, las eficiencias mejoraron situándose en promedio por arriba del 97 % con cargas totales entre 2,1 – 3,2 con promedio de 2,8 g DQO/día/litro. Se puede esperar efluentes del orden de 100 mg/l de DQO cuando se apliquen cargas menores a 2,8 y THR mayores ó iguales a 1,5 días.

6.3 CONSUMO ESPECÍFICO DE FENOL Y DE DQO:

La habilidad para consumir fenol que tiene la biomasa activada, se midió como consumo de fenol por día y por unidad de biomasa en el sistema, medida como sólidos suspendidos SS.

En las fig. 9 y 10 se aprecian las variaciones a medida que aumenta la carga COF. En cargas de 0,44 – 0,68 el consumo específico de fenol se sitúa entre 0,12 – 0,16 g fenol/día/g ss, esto quiere decir que cada gramo de biomasa consume un promedio de 0,14 gramos de fenol por día. En general el consumo específico es bastante aceptable y sirve como indicativo de la buena calidad de la biomasa.

Con relación al consumo específico de materia orgánica en términos de DQO se observa que a THR bajos (0,9 días) el consumo crece desde 0,4 hasta 0,52 g DQO/día/g SS, mientras la carga aplicada va desde 0,2 a 0,5 g fenol/día/litro, a partir de esta carga se observa una disminución suave hasta volver a 0,4 g DQO/día/g SS cuando la carga sube hasta 0,68 g fenol/día/litro.

Esta disminución puede tener explicación en la aplicación de una relación A/M relativamente baja en esa zona de la curva, ó sea que se tenía en el reactor una alta concentración de biomasa como efectivamente sucedió. No hay ningún indicativo de que la disminución se deba al aumento de fenol en la alimentación.

A THR mayores de 1 día, el consumo específico crece con la carga como era de esperarse, situándose alrededor de 0,53 g DQO/día/g SS con cargas promedio de 0,68 g fenol/día/litro.

En general, los datos del consumo específico se pueden considerar bastante favorables.

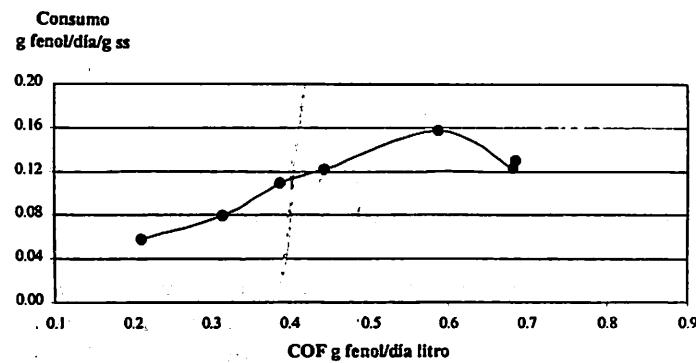


Figura 9 consumo específico promedio de fenol

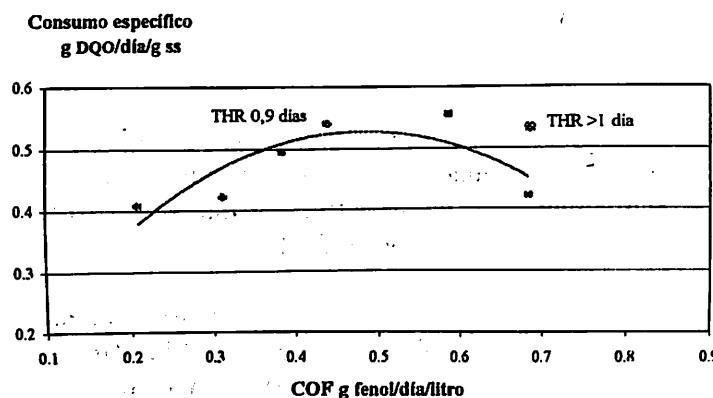


Figura 10 consumo específico de DQO promedio

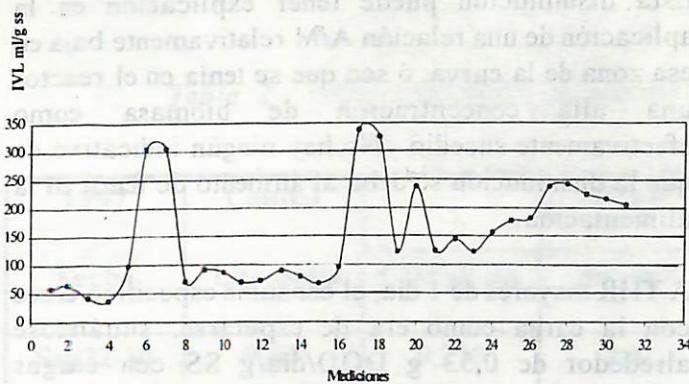


Figura 11 Variación del índice volumétrico de Lodos IVL

6.5 SEDIMENTABILIDAD DE LOS LODOS:

La sedimentación de los lodos se acostumbra a evaluar en términos del Indice Volumétrico de Lodos IVL. Se tiene como indicador de buena sedimentabilidad un IVL menor de 100 ml/g SS, aunque valores de 150-200 son manejables.

Durante el desarrollo del trabajo, en dos ocasiones se presentó el fenómeno de “bulking” o abultamiento de lodos por la presencia de microorganismos filamentosos, ocasionada principalmente por las condiciones anóxicas motivada por la interrupción prolongada de la aireación. El fenómeno del “bulking” hace aumentar el valor del IVL, pero no desmejora la eficiencia de remoción de fenol ó de DQO y no desmejora la concentración de fenol en el efluente.

Los datos sobre el IVL se presentan en la fig.11, se observan los dos aumentos del índice cuando se presentó el abultamiento de lodos, situación que se controló fácilmente con H_2O_2 , en dosis de 20-30 mg/l.

De no haberse presentado el abultamiento se puede decir que a cargas COF 0,5 g fenol/día/litro, el índice esperado es menor de 100 (hasta medición 16 de la fig.) y a cargas mayores el índice aumenta desde 125 hasta 240. En general, debe esperarse valores de índice altos en el intervalo de 150 – 240 ml/g ss a cargas de 0,5 – 0,7

De acuerdo con la revisión bibliográfica, cuando se trabaja con fenol como sustrato en plantas de lodos activados, el índice IVL se presenta normalmente alto del orden de 160 a 350 ml/g ss, a cargas altas de fenol.

A pesar de que el valor del índice parece desfavorable, la sedimentación en el sistema piloto fue buena, con excelente formación de la interfase.

6.6 CONSUMO DE OXÍGENO:

En la fig.12, se presentan los resultados de varias mediciones de la velocidad de consumo de oxígeno, la cual sirve para evaluar que tan viable es la biomasa presente en el sistema, y para calcular la cantidad de oxígeno que consume la biomasa por unidad de tiempo. Las mediciones realizadas indican una alta velocidad.

6.7 BIOMASA Y RELACIÓN DE ALIMENTO COMO DBO₅ A BIOMASA A/M:

La semilla biológica usada, presenta una excelente flora por su diversidad de microorganismos, con bacterias, filamentosos, protozoarios (flagelados, ciliados, rotíferas) etc. Esta flora sufre cambios importantes, los protozoarios se hacen cada vez más escasos, a medida que la carga de fenol aumenta. Esto hace que la sedimentación se desmejore y el IVL aumente.

La concentración de biomasa en el reactor se mantuvo en una concentración apropiada para que la relación A/M se diera en el intervalo recomendado de 0,3–0,6 g DBO₅/día/g SS. La concentración de biomasa varió entre 2500 y 4900 mg/l de SS. El tiempo de retención celular que se manejo estuvo entre 8 – 10 días.

En la fig.13, se presenta la relación A/M que se tuvo para las diferentes cargas de fenol aplicadas, para un promedio general de 0,4 g DBO₅/día/g SS.

En general en el efluente ocurre pérdida de biomasa a THR bajos, se observó un efluente algo turbio y con un ligero color pardo. A THR mayores de 1 día, el efluente mejoró en cuanto al color pero siguió observándose algo de material suspendido.

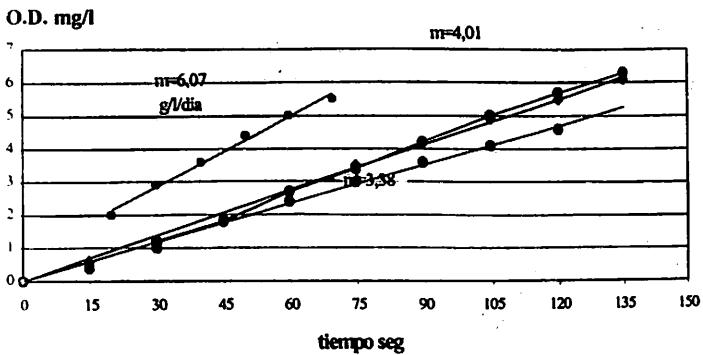


Figura 12 Velocidad de Consumo de Oxígeno

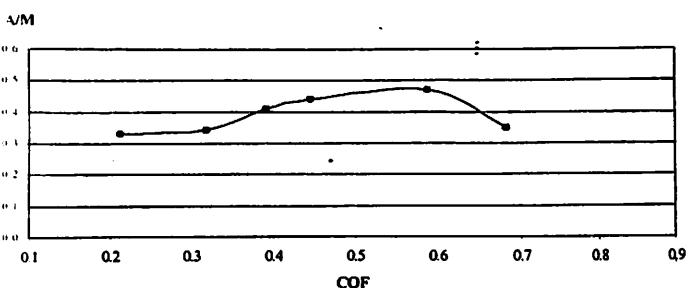


Figura 13 Relación A/M promedio aplicada

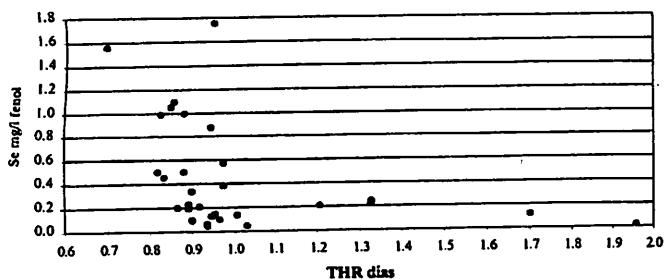


Figura 14 Variación de Se fenol con THR

6. 8 TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICO THR:

Simplemente para reconfirmar la influencia de THR en la calidad del efluente con relación a la concentración de fenol, se presenta la fig.14, donde se muestra los valores de Se a diferentes THR. Se aprecia que a valores de THR 1 día, los puntos con Se alto corresponden a los más bajos THR y a las más altas COF, el Se merma a medida que baja la COF correspondiente. A THR 1,2 días y cargas entre 0,5 - 0,8 como COF, la concentración de fenol Se son relativamente bajas, en la práctica menor que 0,2

7. CONCLUSIONES

Del análisis de resultados y observaciones realizadas se presentan las siguientes conclusiones:

Las aguas residuales, son altamente biodegradables aún aumentando su contenido de fenol hasta un 60 % en términos de DQO.

El sistema de tratamiento de Lodos Activados acepta en promedio cargas fenólicas hasta 0,68 g fenol/día/litro, para dar un efluente con fenol menor de 0,2 mg/l, siempre que el THR sea de 1,5 días ó mayor.

La concentración del fenol en el efluente, aumenta en forma exponencial a medida que se aumenta la carga fenólica aplicada.

La cantidad de lodos en el reactor debe manejarse para obtener una relación A/M en DBO₅ alrededor de 0,40 – 0,45 g DBO₅/día/g SS.

Cuando la dosis de fenol aplicada sobrepasa la capacidad de asimilación de la biomasa, el fenol se acumula en el sistema y motiva una disminución de la actividad. Dicha disminución ocurre a concentraciones altas de fenol (80-100 mg/l) y con varias horas de exposición, se detectó por el aumento de nivel de oxígeno en el reactor. Al disminuir la dosis de fenol, la misma biomasa se encarga de bajar el nivel de fenol y de oxígeno en el reactor, y así reestabilizar el sistema.

8. BIBLIOGRAFÍA

1. James W. Paterson "Wastewater Treatment Technology" Ann Arbor Science 1980
2. Michael D. LaGrega; Phillip L. Buckingham; Jeffrey C. Evans "Gestión de Residuos Tóxicos" Tratamiento, Eliminación y Recuperación de suelos. McGraw-Hill 1996
3. Peter Fox, Makram T. Suidan, John T. Pfeffer "Anaerobic treatment of a biologically inhibitory wastewater" Journal WPCF, 60,1 (86-92) 1988

4. George J. Capestan, John McDaniels, Jarl L. Opgrande "The influence of sulfate on biological treatment of phenolbenzaldehyde wastes" Journal WPVF february (256-261) 1977
5. Carl E. Adams Jr. "Treatment of a high Strength Phenolic and Ammonia Wastestream By Single and Multi-Stage Activated Sludge Processes" Industrial Waste Conference Purdue University 29 th Part II 1977
6. Paolo Beltrame, Pier Luigi Beltrame, Paolo Carniti and Demetrio Pitea "Kinectics of phenol degradation by activated sludge: value of measurements in a batch reactor" Water Research Vol 13 (1305-1309) 1979
7. Paolo Beltrame, Pier Luigi Beltrame, Paolo Carniti and Demetrio Pitea "Kinectics of phenol degradation by activated sludge in a continuous-stirred reactor" Journal WPCF Vol 52 No.1 (127-133) 1980
8. A.F. Rozich, A.F.Gaudy Jr. and P.D. D'Adamo "Predictive model for Treatment of phenolic wastes by Activated sludge" Water Res. Vol 17 No.10 (1453-1466) 1983
9. A.F. Rozich, A.F. Gaudy, Jr. "Response of phenol-acclimated activated sludge process to quantitative shock loading" Journal WPCF Vol 57 No. 7 July 1985
10. Kazuya Watanabe, Sanae Hino, Ko Onodera, Shin-Ichi Kajie, and Nobuhiro Takahashi "Diversity in Kinetics of Bacterial Phenol Oxygenating Activity" Journal of Fermentation and Bioengineering Vol 81, No.6, (560-563), 1996
11. Kazuya Watanabe, Sanae Hino, and Nobuhiro Takahashi "Responses of Activated Sludge to an Increase in Phenol Loading" Journal of Fermentation and Bioengineering Vol 82, No.5, (522-524), 1996
12. Masahiro Shishido and Masayuki Toda "Apparent Zero-Order Kinetics of Phenol Biodegradation by Substrate-Inhibited Microbes at Low Sustrate Concentrations" Biotechnology and Bioengineering, Vol 50 (709-717) 1996
13. K. W. Wang, B.C. Baltzis, and G.A. Lewandowski "Kinetics of Phenol Biodegradation in the Presence of glucose" Biotechnology and Bioengineering, Vol 51 (87-94) 1996