

TRATAMIENTO INTEGRAL DE EFLUENTES DE LAVADERO DE LANA:

PARTE I - DIGESTIÓN ANAEROBIA:

Ing. Quím. Soledad Gutiérrez, Ing. Quím. Alberto Hernández, Ing. Quím. María Viñas

PARTE II

Heber Peláez, Gabriela Castro

Departamento de Ingeniería de Reactores, Facultad de Ingeniería, Universidad de la República

ABSTRACT

The anaerobic digestion of woolscouring wastewater (First Part) and a posttreatment separation by coagulation-flocculation (Second Part) are presented.

First Part: A laboratory anaerobic baffled reactor (ABR) was operated with woolscouring effluent. The processed organic load was 5.1 Kg COD/m³ d, COD and grease removal were 53% and 66% respectively. A 300 m³ ABR was built and operated during two years based on the previous laboratory results. COD removal was between 45% to 18% with organic load of 3 to 10 Kg COD/m³ d. The detergent is partially degraded losing its emulsifying properties.

Second Part: The dosage of coagulants and flocculants was optimized in a continuous coagulation-flocculation device with high turbulent regime and hydraulic residence time lower than 120 seconds. Efficiencies of suspended solids removal of 95% were obtained. The final effluent COD was lower than 1500 mg/L. The global COD efficiency of the wastewater treatment is higher than 98 %.

Keywords: Woolscouring; Anaerobic treatment; Baffled reactor; Coagulation-flocculation.

PARTE I : DIGESTIÓN ANAEROBIA

RESUMEN

La industria del procesamiento de la lana constituye una parte importante de la producción nacional. Algunos lavaderos instalados en zonas rurales emplean lagunas anaerobias como primera etapa del tratamiento de sus efluentes, obteniendo buenos resultados. Otras industrias están emplazadas en medio de la ciudad, y por tal motivo se ven urgidas de encontrar una solución de tratamiento en sistemas compactos. Por esta razón se desarrolló un sistema de tratamiento integral compacto para depurar estos efluentes, que incluye un tratamiento anaerobio, un sistema de separación de sólidos y un postratamiento aerobio. En el presente trabajo se exponen resultados del tratamiento anaerobio y consideraciones sobre el mecanismo de degradación anaerobia de la grasa de lana. Se empleó un reactor con chicanas a escala de laboratorio y uno similar a escala piloto. Se estudiaron las modificaciones en la composición química de las grasas al pasar a través de los reactores. Los reactores resultaron ser efectivos en la degradación anaerobia del efluente obteniéndose eficiencias de remoción de DQO entre 35% y 55% (para cargas entre 3 y 5 KgDQO/m³d) para el reactor de laboratorio y de entre 15% y 40% (para cargas entre 4 y 12 KgDQO/m³d) para el reactor piloto. Los análisis químicos permitieron determinar la existencia de un límite máximo de degradación de la grasa de lana.



INTRODUCCIÓN

Los efluentes de lavadero de lana son emulsiones concentradas de grasa en agua y contienen sales disueltas (suarda) y suciedad estabilizadas por detergente. La concentración de los diferentes constituyentes varía según el efluente, dependiendo de la fuente del mismo y de los aditivos químicos usados durante el lavado de la lana sucia. (Mozes, 1982), de acuerdo a los valores de la Tabla I:

Tabla I

DBO ₅	15 000 a 40 000 mg/L
DQO	30 000 a 150 000 mg/L
Grasas	9 000 a 50 000 mg/L
SS	15 000 a 80 000 mg/L
pH	8 a 10

A partir de la composición promedio del efluente (Christoe, 1986) y de la correlación entre los constituyentes del efluente y su contribución a la DQO (Jamieson, 1979) surge el siguiente cuadro de aportes porcentuales (Tabla II):

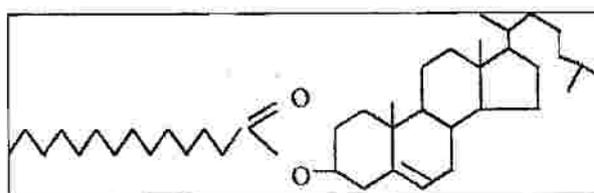
Tabla II

Componente	% de la DQO total
Suarda	11%
Grasa total	71%
Suciedad	18%
Total	100%

La grasa de lana es fundamentalmente una

mezcla de ésteres, cuya fracción ácida son ácidos grasos saturados e hidroxiácidos de 7 a 41 carbonos, mientras los alcoholes correspondientes son mayoritariamente esteroides (colesterol, lanosterol, dihidrolanosterol, etc.). Un éster típico se muestra en la Figura 1. La composición promedio de la grasa de lana es 78-88% de esteroides, 8% de alcoholes libres e hidrocarburos, 3-5% de esteroides libres y 1-10% de ácidos grasos libres (Truter, 1956; Anderson, 1964; Hoare, 1976; Motiuk, 1979a; Motiuk, 1979b; Jourda, 1982; Rankin, 1984; Rankin, 1985a; Rankin, 1985b).

Figura 1. Ester de colesterol

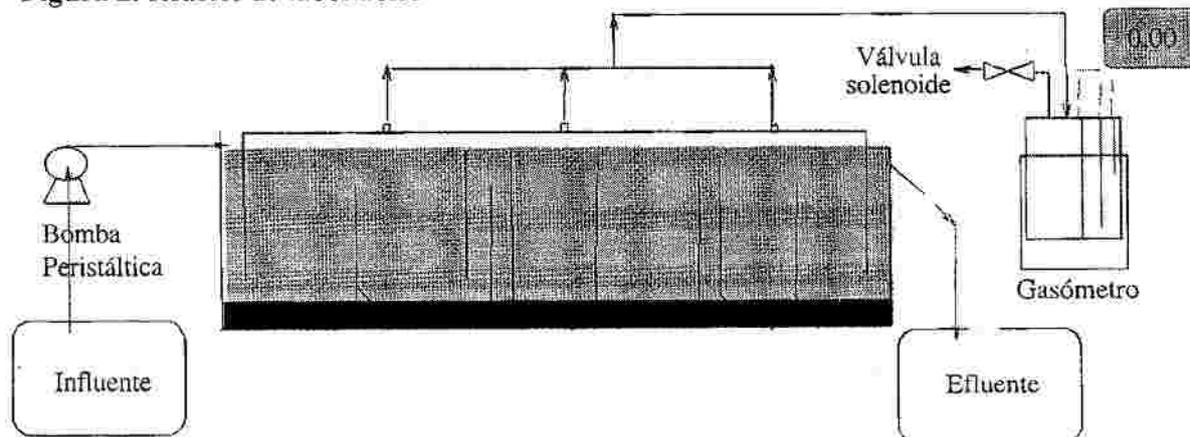


MATERIALES Y MÉTODOS

Reactor de baffles de laboratorio

Se decidió emplear un reactor de baffles, después de ensayar diversos reactores de diseño variado: reactor de lecho expandido, reactor con separación de etapas, reactor de baffles (Hernández *et al.*, 1994). Se empleó un reactor de baffles de volumen total 80 litros construido en acrílico transparente (Figura 2). El reactor cuenta con tomas

Figura 2. Reactor de laboratorio



de muestra a dos alturas en cada compartimento.

La alimentación se realizó con efluente fresco proveniente del Lavadero Santa María, diluido adecuadamente según la carga a aplicar. El reactor se inoculó con lodo extraído de una laguna anaerobia que trata efluentes de lavadero de lana. Las características del lodo se muestran en la Tabla III.

Tabla III

Volumen	5 L
Biomasa	137 g
ST	24%
SV	10%
Grasa/SV	73%
Actividad metanogénica	0.11-0.15 gDQO/gSSVd

Se siguió el desempeño del reactor a través de la medida de DQO, pH, ácidos volátiles, alcalinidad, grasa, sólidos fijos (SF), sólidos volátiles (SV) a la entrada (E) y a la salida (S). Se registró la producción de gas y se analizó su composición. Se midieron sólidos fijos y volátiles y contenido de grasa en los lodos al inicio y al término del ensayo. La biomasa en los lodos se estimó restando el contenido de grasa a los sólidos volátiles. Se analizaron por cromatografía en capa fina (TLC) y densitometría las grasas extraídas de efluente de E y S y la grasa presente en los lodos. Los ácidos grasos libres se midieron con el ensayo de acidez libre. En base a estos resultados se estimaron fracción de ésteres, esteroides y ácidos grasos libres.

Reactor Piloto

En la Lanera Santa María se construyó un reactor piloto de chicanas, en hormigón armado. El largo total del reactor es de 22 m, la profundidad de líquido es de 4.5 m y el ancho es de 3 m. Como cerramiento del mismo, se diseñó un sistema de fácil remoción, que facilitara tanto el muestreo del contenido del reactor como las eventuales tareas de limpieza, pero que además permitiera la recolección del gas generado. El mismo consistió en tres conjuntos de arcos de caño galvanizado,

que ofician como estructura de sostén de lonas de Polietileno de Alta Densidad, impermeables a la lluvia y al pasaje de gases. El cierre de las lonas se efectúa mediante un sistema de sello hidráulico. Los gases de cada una de las lonas son colectados y enviados a un quemador tipo "Flare". La alimentación de agua residual se realizó por bombeo continuo desde la salida del sedimentador primario existente en la empresa. La salida del reactor se realizó por desborde. El reactor se inoculó con 20 m³ del mismo lodo que se empleó en el reactor de laboratorio. Durante las experiencias fueron medidas en forma periódica DQO, pH, ácidos volátiles, alcalinidad, grasa, sólidos sedimentables a la entrada y a la salida. Se midieron sólidos fijos y volátiles y contenido de grasa en lodos al término del ensayo. Se analizaron por cromatografía en capa fina las grasas extraídas de efluente de E y S y de la grasa presente en los lodos. Los ácidos grasos libres fueron determinados por acidez libre. En base a estos resultados se estimaron fracción de ésteres, esteroides y ácidos grasos libres.

Métodos analíticos

Los análisis de DQO, sólidos fijos y volátiles, sólidos sedimentables y determinación de grasa en lodos se midieron según Standard Methods (APHA-AWWA-WPCF, 1995). La alcalinidad y ácidos volátiles fueron medidos según técnica de Vieira, 1981. La grasa en efluentes líquidos se determinó según técnica recomendada por Stewart, 1983 para efluentes de lavadero de lana. La técnica de extracción de grasas para posterior análisis por TLC a partir de efluentes y lodos fue la descrita por Christie, 1976. La TLC se efectuó en placas de sílica gel G de la firma Macherey-Nagel empleando las condiciones descritas por Hoare, 1976. Se emplearon estándares de la firma Supelco para determinación de fracciones de grasa de lana. Se empleó para los mismos análisis un TLC scanner marca Shimadzu equipado con detector UV-Visible. Para los ensayos de acidez libre se utilizó la técnica descrita AOAC, 1990.

RESULTADOS

Reactor de laboratorio

El reactor funcionó durante 8 meses en ambiente termostatzado a 29 °C. El proceso de arranque se llevó a cabo aumentando paulatinamente la carga volumétrica aplicada (Bv). Los datos se agrupan por períodos de valores de carga volumétrica aplicada relativamente constante. Los parámetros de operación se detallan en la Tabla IV, donde Bm es la carga por unidad de biomasa. Los valores tabulados de los diferentes parámetros corresponden a promedios en el período, en base

a por lo menos dos determinaciones semanales de cada variable.

Tabla IV

Duración	Bv (KgDQO/ m3d)	Bm (KgDQO/ Kgbiomasa.d)	TRH	DQO ent. (ppm)	Grasa inf. (g/l)
1 50 días	3.0	0.5	11.2	27500	5.9
2 31 días	3.9	1.0	10.6	30450	4.9
3 28 días	5.1	0.74	7.3	36800	6.4

El desempeño del reactor en función del tiempo se muestra en las Figuras 3 y 4.

Figura 3

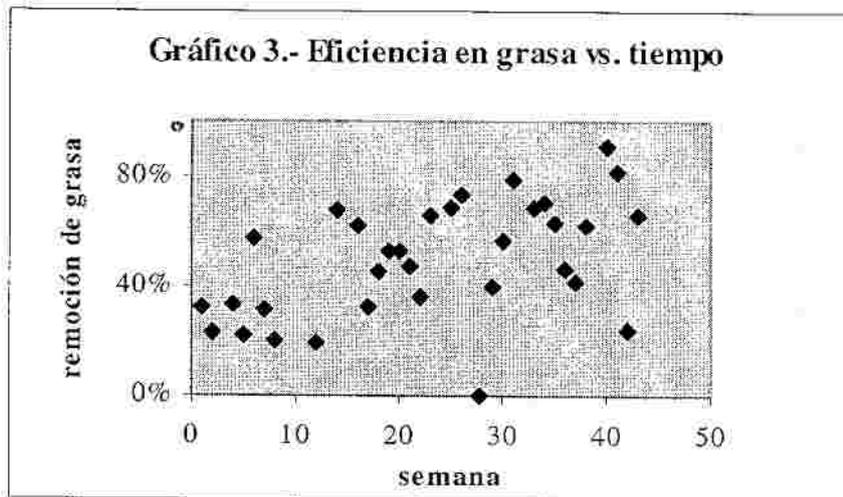
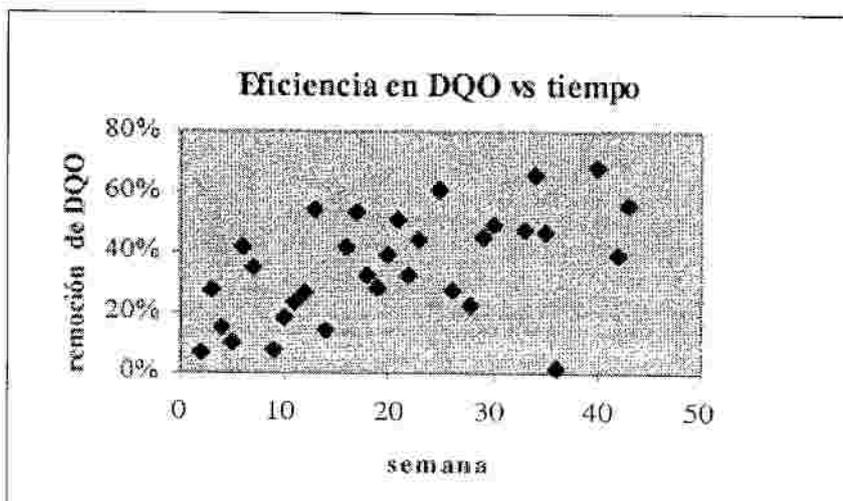


Figura 4





Un resumen del desempeño del reactor en función de la carga aplicada, se muestra en la Tabla V y en la Figura 5:

Tabla V

	Bv (KgDQO/ m3d)	Carga (kgDQO/ KgSSV.d)	%rem DQO	%rem DQO _{cent} (*)	%rem grasa
1	3.0	0.5	46%	51%	58%
2	3.9	1.0	38%	45%	50%
3	5.1	0.74	53%	57%	66%

(*) remoción de DQO con el efluente de salida centrifugado

Se obtuvo una producción de biogás de 0.20 m³ CH₄/KgDQO removido. No se evidenciaron efectos de inhibición debido a ácidos grasos. Así

lo demuestra la buena producción de biogás, y el crecimiento de la biomasa observado. Las determinaciones de contenido de grasa y los ensayos de TLC del reactor de laboratorio mostraron que, si bien se observó remoción de grasa, la composición de la misma en E y S es similar, mientras que en la grasa presente en lodos contenía prácticamente solo esteroides, hallándose solo pequeñas cantidades de ácidos grasos libres así como de ésteres sin hidrolizar.

De la evaluación de los contenidos porcentuales de esteroides y de ésteres de las grasas de entrada, salida y lodos, de los resultados en DQO y metano se obtuvo el siguiente esquema de balance de masa (Figura 6).

Figura 5

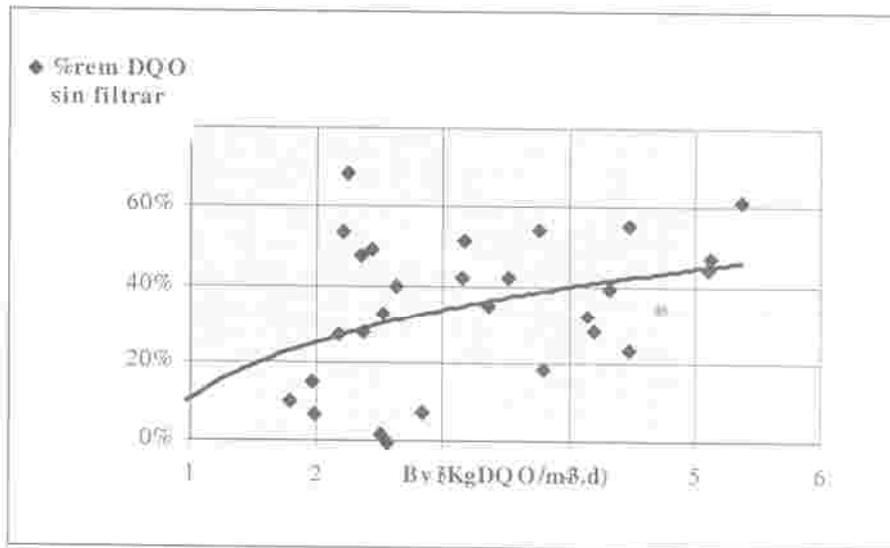
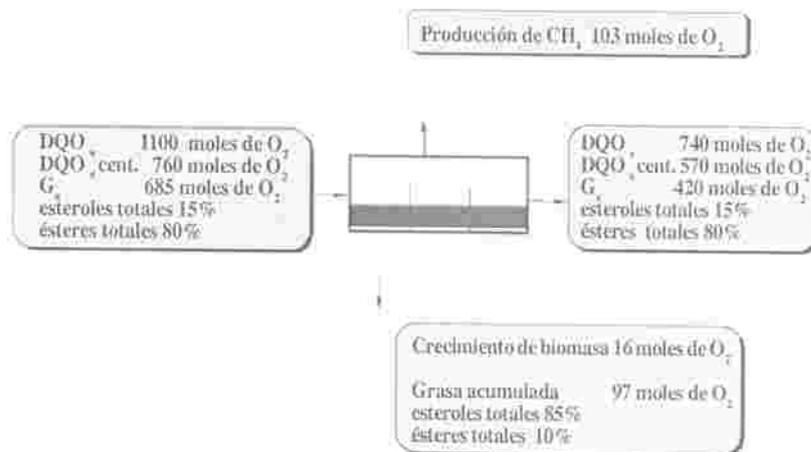


Figura 6. Balance de masa, reactor de laboratorio.-



El balance se realizó convirtiendo el metano producido, las grasas y la biomasa a DQO (Pavlostathis, 1990).

El balance muestra una discrepancia de solamente 13% con relación a la DQO de entrada, y de 13.7% con relación a la grasa, por lo que las medidas resultan confiables.

Los resultados permiten postular que la degradación de la grasa de lana transcurre como sigue: la grasa de lana que entra en contacto con los lodos se adhiere a los mismos y es hidrolizada formando esteroides y ácidos grasos libres. Sólo la porción de ácidos grasos es degradada, mientras que los esteroides se acumulan en el lodo.

De acuerdo a estos resultados se deduce que anaeróbicamente, se puede esperar una remoción máxima del orden del 50% del total de la grasa de lana que entra en contacto con los lodos, porcentaje que constituye el total de ácidos grasos libres y esterificados en la grasa fresca.

El reactor anaerobio de laboratorio funcionó en forma estable sin presentar problemas operativos. Las bajas velocidades de flujo que resultan a escala de laboratorio, permitieron que no hubiera arrastre de lodos y a la vez el lecho de lodo ofició de filtro, y el efluente de salida resultó con contenidos ínfimos de sólidos sedimentables.

El aumento de la eficiencia en DQO encontrado al centrifugar el efluente de salida no es debido a la separación de sólidos, ya que el efluente no presentaba arrastre, sino probablemente a otro fenómeno: la desestabilización de la emulsión de grasa debida a la degradación parcial del detergente.

Reactor Piloto

El arranque del reactor se realizó con efluente diluido aproximadamente a la mitad, operándose con un tiempo de residencia hidráulico de 15 días. Posteriormente se comenzó a alimentar con agua residual sin diluir (45 g DQO/L), manteniéndose el TRH durante un mes. Posteriormente el TRH se redujo a 8 días. Se observó un constante arrastre de lodos finos.

A fines del mes de julio de 1996 se complementó además la concentración de fósforo en el

influyente al reactor mediante el agregado de superfosfato de calcio, de modo de mantener una relación DQO:N:P de aproximadamente 700:5:1.

Considerando que el arrastre de lodos se continuaba produciendo, a partir de mayo de 1997, el efluente del reactor se sedimentó en un sedimentador de placas, y se reinoculó el lodo sedimentado. El caudal de reinoculación fue de 10 a 15% del caudal de alimentación al reactor. Es de destacar que la eficiencia de sedimentación fue sumamente variable. El funcionamiento del reactor en el período mayo 1996 a noviembre 1997 se resume en el cuadro siguiente. Los datos se agrupan por períodos de valores de carga volumétrica aplicada relativamente constante. Los valores tabulados de los diferentes parámetros corresponden a promedios en el período, en base a por lo menos dos determinaciones semanales de cada variable. (Tabla VI.-). la temperatura del efluente de entrada varió entre 40°C y 45°C y los sólidos sedimentables en 1 hora a la entrada entre 27 y 42 ml/l.

Tabla VI

Duración	Bv (KgDQO/ m3d)	TRH (días)	DQO _{ent} (ppm)	Grasa _{ent} (g/l)	Efic.en DQO	S.Sed. salida (ml/hr)*	
1	183 días	8.5	8.3	63400	21.1	21.5%	150.8
2	60 días	4.3	16.7	65200	25.3	36.7%	188.1
3	119 días	8.2	10.4	76800	30.8	24.1%	296.8
4	91 días	6.5	15.5	90800	39.1	31.5%	277.2
5	121 días	12.1	8.9	96500	34.0	18.2%	269.2

(*) Sólidos sedimentables

Se observa que a lo largo de los diferentes períodos fue continuo el arrastre de lodos anaerobios (medidos como Sólidos Sedimentables a la salida). Este problema no se presentó en los ensayos realizados en el reactor de laboratorio. Este fenómeno estaría causado por la mayor velocidad lineal de circulación del líquido en el reactor piloto, en comparación con la velocidad en el reactor de laboratorio. En efecto, el incremento de escala se realizó manteniendo constante el tiempo de residencia en el reactor, lo cual lleva a que las velocidades del líquido sean mayores en el reactor piloto. La elevada viscosidad del agua re-



sidual tratada en el reactor piloto (motivada por la alta concentración de grasa de lana) contribuyó además a empeorar las características de sedimentabilidad de los lodos anaerobios.

En la Figura 7 se muestra la variación de la eficiencia de remoción de DQO en función de la carga volumétrica aplicada y en la Figura 8 la va-

riación de los ácidos volátiles con la carga aplicada.

Si bien la producción de gas en el reactor piloto no pudo ser cuantificada, es de destacar que el quemador de gases funcionó en forma prácticamente continua luego de los tres primeros meses de operación del reactor.

Figura 7. Eficiencia de remoción vs. Carga volumétrica

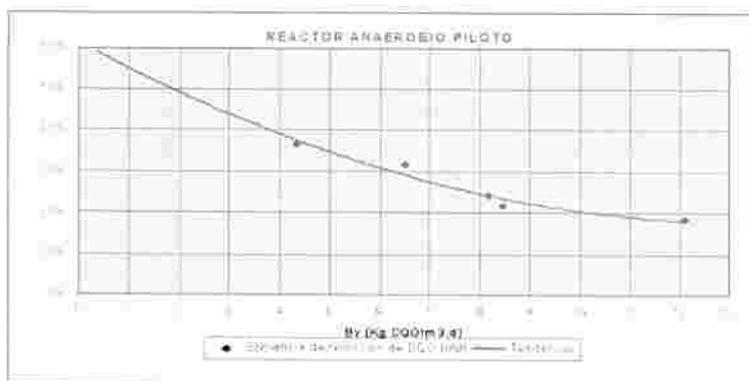
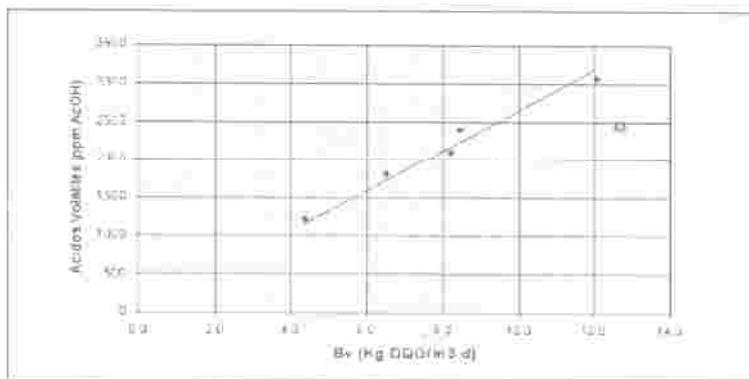


Figura 8. Acidos volátiles vs. Carga volumétrica



DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados de laboratorio muestran que debido a la ausencia de arrastre de lodos en este reactor se produjo crecimiento y acumulación de biomasa. Cuando las cargas por unidad de biomasa aumentaron a 1KgDQO/KgSV.d disminuyó la eficiencia. Se obtuvo una eficiencia máxima a cargas del orden de 0.75. En el caso del reactor industrial no hubo seguimiento de la biomasa interna, dado que en este reactor, por aumento de las velocidades en el escalado se produjo mayor

arrastre de lodos, se puede suponer que desde el inicio se tuvieron cargas por SV mayores que en el laboratorio, lo que explica la disminución de la eficiencia con el aumento de las cargas volumétricas.

Los resultados de laboratorio y piloto muestran que en el reactor anaerobio son degradados los ácidos grasos de los ésteres de las grasas, lo que permitiría una eficiencia máxima de 50% en la degradación de grasas. También son degradados los ácidos grasos libres. Una de las razones que podría explicar el ligero aumento observado

de esteroides a la salida del reactor piloto con respecto al de laboratorio, y el mayor contenido de ésteres en los lodos, podría ser el aumento de las velocidades de flujo en este reactor debido al cambio de escala, lo que produce además un mayor arrastre de lodo.

La separación de material sólido por centrifugación del efluente de salida del reactor de laboratorio permite suponer que la emulsión es des-

estabilizada al pasar por el reactor anaerobio, presumiblemente por degradación parcial del detergente. Las experiencias llevadas a cabo en la Parte II de este trabajo aportan información sobre este aspecto.

mail: mariav@fing.edu.uy

soledadg@fing.edu.uy

ahernand@fing.edu.uy

PARTE II : SEPARACIÓN AUXILIADA

RESUMEN

El tratamiento anaerobio de los efluentes concentrados de lavadero de lana, seguido de una etapa de separación sólido / líquido con empleo de auxiliares de coagulación / floculación constituye un sistema eficiente, compacto, automatizable y económico de reducción de contaminantes¹.

Los efluentes de lavaderos de lana son una mezcla compleja de componentes solubles e insolubles parcialmente biodegradables, y de materiales relativamente inertes, en emulsión coloidal y suspensión estables. El tratamiento anaerobio permite una reducción importante de la carga orgánica, y la desestabilización parcial de la suspensión y emulsión del efluente, lo que permite el tratamiento incorpora productos de degradación y biomasa generada. Esta desestabilización permite la separación sólido / líquido de los componentes contaminantes no solubles. El empleo de productos auxiliares de coagulación y floculación intensifica la separación.

Se efectuaron estudios de laboratorio para la selección y dosificación de los aditivos más convenientes, así como para obtener parámetros representativos de las condiciones de formación de los floculos, y adecuados como criterios de escalado de equipos de floculación.

Los resultados obtenidos permiten alcanzar reducciones de DQO de sólidos suspendidos del 95 - 97 %. Los agentes seleccionados permiten la cosedimentación de grasas residuales, sólidos inertes y biomasa con formación de lodos compactos fácilmente deshidratables. Los aditivos requeridos para la floculación de insolubles en la descarga de los reactores anaerobios son del orden de 10 veces menos que los necesarios para la floculación directa del efluente concentrado, lográndose de esta manera una fuerte reducción de los costos de operación al mismo tiempo que un aumento de la eficiencia de separación.

¹ Patente en trámite

INTRODUCCIÓN

El lavado de lanas sucias requiere la solubilización, emulsificación y suspensión de los componentes indeseados de la materia prima, que pasan a constituir los contaminantes del efluente junto con los aditivos de proceso. La fase líquida del efluente constituye un sistema heterogéneo polifásico, que debe ser relativamente estable para

impedir la redeposición de los contaminantes sobre la fibra en proceso de lavado.

Esta estabilidad, necesaria a la eficiencia y economía del lavado, constituye a la vez un obstáculo al tratamiento del efluente, dificultando la separación y concentración de los contaminantes. En consecuencia, un aspecto central en el tratamiento de estos contaminantes consiste en la desestabilización de la emulsión y suspensión, para



permitir la separación de las microfases contaminantes dispersas en la fase acuosa.

La desestabilización puede conseguirse mediante tratamientos fisicoquímicos, biológicos, o combinaciones de ambos.

El efluente está constituido por componentes orgánicos solubles y emulsionados, por materiales sólidos relativamente inertes, por pesticidas y por tensoactivos y sales incorporados en el proceso de lavado. Aunque las proporciones relativas de estos componentes son fuertemente dependientes del tipo, del origen geográfico y de las técnicas de manipulación de la materia prima, y en cierta medida también de la tecnología de lavado, rangos representativos de composición son presentados en la Tabla 1 (Christoe, 1997)

TABLA 1. Composición de efluentes

grasa de lana	suarda	suciedad	detergente	agua
0.4 - 1.0%	0.4 - 0.6%	0.4 - 1.2%	0.04 - 0.06%	8 - 12 m ³ /ton

La grasa de lana es difícilmente biodegradable, y constituye el principal material emulsionado en el lavado. La suarda, compuesta por sólidos orgánicos solubles y materiales poliméricos proteínicos, es un componente fácilmente biodegradable. La suciedad está constituida por sustancias húmicas, y principalmente por materiales arcillosos relativamente inertes, capaces de formar suspensiones altamente estables en medio acuoso, y de adquirir distintas cargas eléctricas en función del pH.

La relación DBO_5 / DQO es del orden de 1/4, lo que indica limitaciones severas a la biodegradabilidad de los componentes orgánicos de la carga contaminante. El efluente concentrado presenta habitualmente una fracción sedimentable de no más del 5 - 8 % de los materiales no solubles, con velocidades de sedimentación para esa fracción de menos de 0.3 m /h.

En los procesos tecnológicos habituales de lavado, la introducción de un ciclo de centrifugación de las corrientes de mayor concentración permite separar no más de un 30 - 35 % de la grasa de lana emulsionada, y una fracción todavía menor de la suciedad.

Esta composición y características muestran que el efluente concentrado de lavadero de lana es un efluente de alta carga, con una fracción importante de materiales en suspensión, una fracción orgánica soluble, y compuestos orgánicos emulsionados y coloidales de baja biodegradabilidad.

Este conjunto de elementos muestra **la insuficiencia de tratamientos solamente biológicos o fisicoquímicos, y la necesidad de encontrar una combinación adecuada de estos tratamientos, junto con un sistema eficiente de separaciones sólido/líquido.**

La estabilización de las emulsiones formadas en el proceso de lavado es inducida principalmente por los tensoactivos introducidos en el proceso, que también intervienen en la suspensión de las partículas sólidas inertes. Los coloides proteínicos y las micropartículas de arcilla son componentes estabilizantes



REPRESENTANTE EXCLUSIVO DE

SPECTRONIC Instruments - VANKEL Industries
 NICOLET Instruments - BROOKFIELD Eng. Labs.
 HOTPACK Corp. - THERMO Separations
 RADIOMETER Analytical - GBS Scientific
 NEW BRUNSWICK Sc. - THERMOQUEST Corp.
 TEKMAR DOHRMANN

- Estandares de pH y conductividad a N.I.S.T.
- Validación de espectrofotómetros con standard N.I.S.T.
- Calibración de viscosímetros con standard N.I.S.T.

Tacuarembó 1442 - Esc. 619/620
 Tels.: (598-2) 400 3854 - Fax: (598-2) 401 8300
 Montevideo - Uruguay



En su aspecto más básico, la estabilidad o inestabilidad del efluente depende de la interacción entre microfases y, especialmente, entre las cargas eléctricas de las interfases. La desestabilización puede ser producida mediante distintas formas de acción sobre esas cargas eléctricas y sobre las interacciones entre micropartículas.

Diversos mecanismos de "cracking" de los tensoactivos, de modificación de las cargas eléctricas superficiales y de los potenciales de capas iónicas, y de agregación de microfases, son posibles para la ejecución tecnológica de la desestabilización y agregación de los contaminantes del efluente heterogéneo. Los aditivos de coagulación y floculación, de acuerdo a la terminología habitual, cumplen estas funciones. La actividad microbiana puede cumplir funciones comparables, sea a través de la modificación del tensoactivo o, incluso, de modificación de superficies (Rao, 1995).

Es de gran interés el sistema de tratamiento de efluentes de lavaderos de lanas desarrollado por la División de Tecnología de la Lana del CSIRO de Australia, cuya comercialización se ha iniciado recientemente. La etapa fundamental de este sistema modular es patentada y comercializada con la designación **Sirolan CFTM**. Según sus investigadores, "Este es un proceso de floculación química que remueve más del 95 % de los materiales extraíbles con solvente y de los sólidos suspendidos del flujo concentrado. Esto produce un lodo relativamente seco, fácilmente manejable, que es convertido en compostado" (Bateup, 1996). No se dispone de información detallada del proceso, salvo para los adquirentes del know how.

Diversos ensayos a escala de laboratorio y de planta muestran que pueden ser necesarios niveles tan altos como 150 - 250 ppm de polielectrolitos auxiliares de floculación para lograr una separación satisfactoria. La floculación mejora apreciablemente con la acidificación previa del efluente, pero sin reducir drásticamente la demanda de polielectrolitos. Si bien el sistema propuesto es extremadamente compacto y fácilmente automatizable, tiene costos de operación elevados por el alto consumo de aditivos auxiliares de flocula-

ción.

Por otra parte, es obvio que los componentes contaminantes solubles deben ser biodegradados, lo que requerirá la basificación del efluente floculado, su tratamiento biológico y, casi siempre, una etapa complementaria de separación de los lodos generados en este tratamiento biológico.

Estas consideraciones llevaron a la necesidad de considerar variantes de proceso que pudieran asegurar menores costos manteniendo un alto grado de eficiencia del sistema de tratamiento. Este trabajo presenta algunos de los resultados obtenidos en la separación sólido / líquido, auxiliada por empleo de aditivos de coagulación / floculación, de la descarga de efluentes concentrados de lavadero procesados en los reactores anaerobios descritos en la primera parte de este trabajo, y con más detalle en informes precedentes (BID- CONICYT 1997, CSIC 1996).

DESESTABILIZACIÓN EN EL TRATAMIENTO ANAEROBIO Y SEPARACIÓN AUXILIADA

Los tensoactivos son biodegradables en mayor o menor grado. Debe diferenciarse la eliminación microbiana de un componente de cierto grado de toxicidad, de la degradación biológica que solamente modifica la estructura química del tensoactivo de tal modo que este pierde o reduce fuertemente su actividad como agente de superficie. Esta degradación parcial se observa tanto en procesos anaerobios como aerobios. En el caso de tensoactivos que incluyen, por ejemplo, núcleos fenólicos, se observa la pérdida de actividad como agente de superficie, mientras que la degradación del núcleo fenólico es mucho más trabajosa.

La formación de espumas de vida media alta durante la aireación de los sistemas aerobios con concentraciones significativas de tensoactivos es un inconveniente tecnológico para el empleo de sistemas aerobios. En el sistema anaerobio, este problema no interfiere, o puede ser fácilmente controlado, como lo demuestra la experiencia en

la operación de los reactores anaerobios descritos en la primera parte de este trabajo.

Durante la realización de los ensayos de tratamiento anaerobio realizados a escala de laboratorio, en la operación de los reactores de planta y en los trabajos sobre el efluente de descarga de estos reactores, pudo verificarse por distintos indicadores la fuerte desestabilización de los efluentes en el rango de TRH de operación, de los reactores.

Esa desestabilización se manifiesta en la disminución del poder espumante y en la reducción de la vida media de las espumas formadas, en el incremento de las velocidades de sedimentación y en el porcentaje de sólidos suspendidos separables por sedimentación y por centrifugación. Este comportamiento tiene gran interés, porque aún con una apreciable reducción de las cargas orgánicas por degradación biológica se mantiene la necesidad de separar los sólidos inertes suspendidos, los productos insolubles suspendidos de degradación biológica, fracciones de biomasa generada, y componentes orgánicos insolubles no degradados.

Junto al alto costo de la desestabilización fisicoquímica directa del efluente concentrado, estas observaciones llevaron a la realización de los ensayos que permitieran establecer la ruta de tratamiento más conveniente para una reducción satisfactoria de los materiales contaminantes aprovechando la desestabilización biológica, con menores costos y mayor simplicidad del sistema que otros sistemas alternativos de tratamiento (Zanini, 1992).

La desestabilización de la emulsión y suspensión, y las modificaciones en la composición del efluente resultantes de la acción de los microorganismos, son insuficientes para alcanzar las condiciones adecuadas a un proceso eficiente de separación sólido / líquido. Ensayos de clarificación por sedimentación no auxiliada muestran que pueden obtenerse de esta manera reducciones de DQO suspendido de unos 10 kg/m³. Más del 70 % de los materiales arcillosos se mantienen en suspensión.

Se requiere entonces efectuar la selección de aditivos adecuados de coagulación y floculación, y de condiciones de mezclado que puedan pro-

porcionar flóculos o agregados de las características más adecuadas a un proceso dado de separación: decantación, centrifugación, flotación, etc.

El empleo de cationes metálicos para la modificación de las cargas eléctricas asociadas a las micropartículas de biomasa y a la mayoría de las suspensiones en fase acuosa es ampliamente conocido. Son igualmente de uso extendido los polielectrolitos—generalmente polímeros sintéticos catiónicos, aniónicos o neutros— como auxiliares de floculación.

Se efectuaron una amplia serie de ensayos exploratorios para la selección y dosificación de aditivos de coagulación y floculación. Como podía esperarse, los ensayos mostraron la conveniencia de emplear cationes metálicos de valencias +2 o +3 asociados a polielectrolitos catiónicos. Como criterio de selección se eligió la reducción de DQO suspendido, procurándose en esta etapa de trabajo determinar los mejores resultados alcanzables. En base a los ensayos exploratorios se excluyeron aquellas combinaciones de aditivos que promovían una floculación selectiva, reteniéndose sólo los que permitían la cosedimentación de todos los materiales en suspensión.

Es posible formular criterios complementarios de selección y dosificación, por ejemplo para obtener determinadas modificaciones en la deshidratabilidad o filtrabilidad de los lodos sedimentados.

En el proceso de floculación inciden fuertemente las condiciones hidrodinámicas, que constituyen uno de los aspectos básicos en la consideración de criterios de escalado y en la selección de las condiciones de mezclado y de los tiempos de floculación más convenientes para una operación determinada de separación sólido / líquido.

Aunque el estudio teórico y los trabajos experimentales en el área de los mecanismos de formación y caracterización de flóculos han registrado notables avances en el último decenio, no es posible aún el dimensionamiento de equipos en base a principios básicos y correlaciones experimentales de carácter más o menos general. La amplísima experiencia práctica adquirida en sistemas de floculación permite una aproximación razonable en base a una caracterización aproxi-



mativa de condiciones hidrodinámicas referida a la estimación de gradientes medios de perfiles de distribución de velocidades en flujos laminares y, por extensión, a la potencia disipada en el medio fluido en el que se desarrolla la floculación ortocinética.

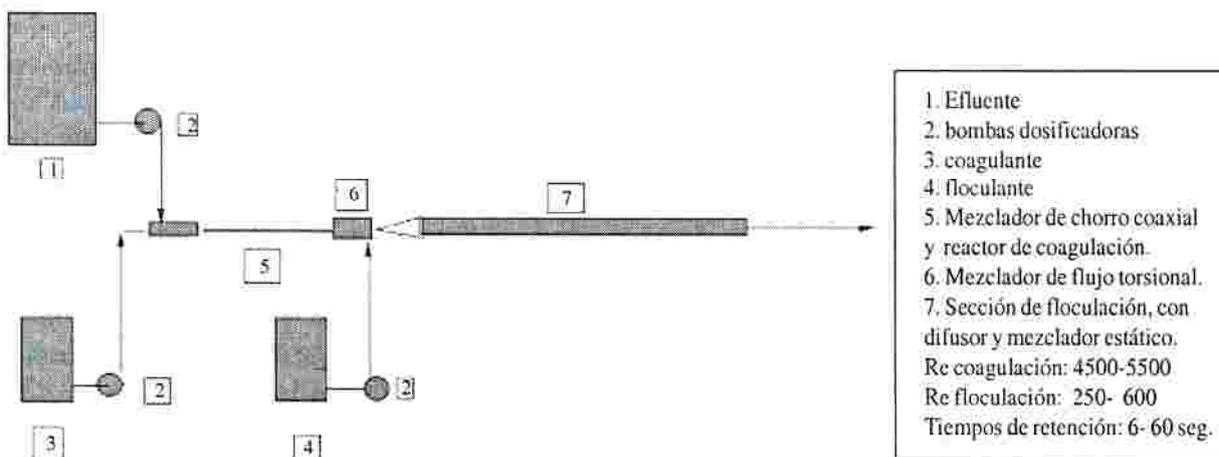
Los ensayos convencionales en jar test son confiables en cuanto concierne a la selección y dosificación de aditivos. Se trata de ensayos de carácter comparativo, que implican la fijación de las condiciones hidrodinámicas y de tiempos de mezclado para la formación de flóculos de una manera extremadamente restrictiva.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron aditivos de coagulación y floculación mediante empleo convencional de jar test, de acuerdo a norma ASTM D2035 - 80,

con determinación de DQO total en efluente clarificado por sedimentación en 30 minutos en probetas de 1 l. Se comparan esos valores con el DQO de efluente de reactor anaerobio. Las determinaciones de DQO se hacen en base a técnicas APHA 5220 (APHA, 1995) Cada serie de ensayos se efectúa sobre una misma muestra de efluente de descarga. Los resultados no muestran variaciones de significación entre muestras diferentes. Para el estudio de los efluentes desestabilizados de lavadero se desarrolló un sistema de ensayos de coagulación/floculación en continuo, que proporciona resultados comparables a los ensayos convencionales en jar test, y permite en forma complementaria obtener información útil para el escalado en un rango amplio de condiciones de mezclado. Este dispositivo experimental se esquematiza en la Figura 1.

FIGURA 1



DORTAN S.A.
Insumos Industriales

Mercedes 906/801 - Montevideo Uruguay - Sud America
 Tels.: 908 0805 - 902 4590
 Fax: (0598 2) 902 0889 - C.P. 6153
 E-mail: dortan@multi.com.uy

- EQUIPOS PARA MOVIMIENTO Y CONTROL DE FLUIDOS
- BOMBAS, CAÑERIAS, VALVULAS, FITTINGS
- MEDIDORES Y SENSORES INTELIGENTES DE FLUJO, PRESION Y TEMPERATURA
- AUTOMATIZACION DE PROCESOS
- COMPRESORES, AGITADORES, FILTROS
- MOTORES, GENERADORES, TRANSFORMADORES
- REPUESTOS, REPARACIONES, MANTENIMIENTO

La descripción detallada del equipo esquematizado será objeto de una próxima publicación. Dos aspectos pueden destacarse aquí. En primer término, los dos dispositivos de mezclado indicados por (5) y (6) se basan el primero en la configuración de las bombas de chorro coaxial, y el segundo en la configuración de las cámaras de flujo torsional. Permiten obtener el primero un mezclado intenso con tiempos de estadía de menos de 0.5 seg y altos gradientes de velocidad, y el segundo un mezclado con tiempos de estadía del orden de 5 seg. y gradientes de velocidad más atenuados. El reactor tubular que completa el mezclador (5) es simplemente un ducto de sección circular que tiene la finalidad de asegurar un tiempo de estadía suplementario de 4- 6 seg. para el completamiento de la coagulación.

La cámara de mezclado de floculante requiere un régimen de turbulencia más atenuado, con el propósito de no degradar las cadenas del polímero disuelto, y es seguida de un difusor de pequeño ángulo, que permite el mantenimiento de un perfil plano de velocidades, sin formación de retroflujos, en la transición a un régimenseudolaminar en el mezclador estático (7) Ello permite en estas condiciones hidrodinámicas el desarrollo de flóculos con un rango de tamaños relativamente estrecho.

La construcción en acrílico de la cámara de mezclado de polímero y del difusor de entrada (7) al mezclador estático permite la observación directa del avance de la clarificación en el sistema en flujo. La descarga de muestras a través de una válvula esférica de accionamiento rápido per-

mite obtener muestras de flóculos no afectados por esfuerzos mecánicos, para la medición de distribuciones de tamaño, etc.

El sistema es operado con caudales de efluente en el rango 0.3-1.2 l/min. Los tiempos de estadía en el sistema son menores de 120 segundos. Las bombas volumétricas de alimentación de efluente y de aditivos permiten la variación continua de la dosificación y, por lo tanto, el screening rápido de distintas dosificaciones.

En comparación con otros dispositivos de floculación empleados tradicionalmente para cargas bajas de sólidos suspendidos, el floculador descrito opera con tiempos de floculación 10-10² veces menores, y una mucho mayor potencia disipada por unidad de volumen que éstos, obteniéndose una floculación satisfactoria en tiempos de menos de 60 segundos.

RESULTADOS EXPERIMENTALES

Empleando los ensayos en jar test y el sistema de coagulación-floculación en continuo descrito precedentemente, se desarrolló una amplia serie de ensayos con descargas de reactor anaerobio de planta operado en diferentes regímenes y con efluentes obtenidos del procesamiento de distintos tipos de lana. No se intentó una caracterización minuciosa de cada uno de los efluentes sometidos a ensayo, ya que esta caracterización no es generalmente aplicable como parte de las operaciones de rutina de controles de planta.

De hecho, es posible constatar una fuerte si-

EMILIO BENZO S.A.

 **Droguería
Industrial
Uruguay**

Desde 1935 a su servicio

- PRODUCTOS QUIMICOS
- REACTIVOS PPA
- ARTICULOS PARA LABORATORIO
- MATERIAL DE:
VIDRIO, PORCELANA Y PLASTICO

REPRESENTANTE DE: J.T. Baker • Dorwil • Fite • Assistent • Superior • Kartell

PAYSANDU 1024 - TEL.: 900 8190* Colectivo 5 Líneas.- Fax: 900 0609 - E-mail: drogind@st.com.uy

militud de comportamiento de las descargas del reactor anaerobio con respecto a los ensayos de coagulación- floculación. La dosificación se mantiene dentro de un rango relativamente estrecho para alcanzar un DQO residual prefijado en el efluente clarificado. En general, los resultados de los ensayos son consistentes y reproducibles.

Debe tenerse presente, sin embargo, que una vez seleccionada una determinada operación de separación sólido/ líquido (por ejemplo, sedimentadores de alta tasa, centrifugación, flotación), las

técnicas de ensayos de dosificación deben complementarse de manera de mejor ajustar esa dosificación a otros objetivos. Tiene particular interés el ajuste de dosificación y aún de tipo de floculante cuando, por ejemplo, interesa mejorar las características de deshidratabilidad de los lodos separados. En las Figuras 1 y 2 se presentan algunos resultados de ensayos de dosificación, representativos del comportamiento general del efluente con los coagulantes y floculantes seleccionados.

Figura 1

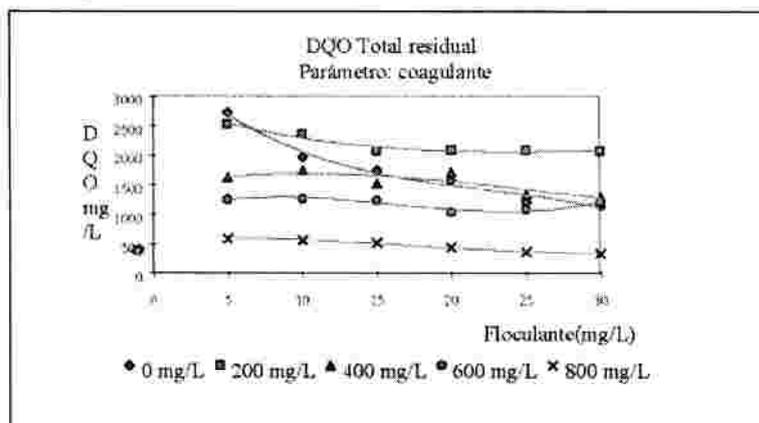
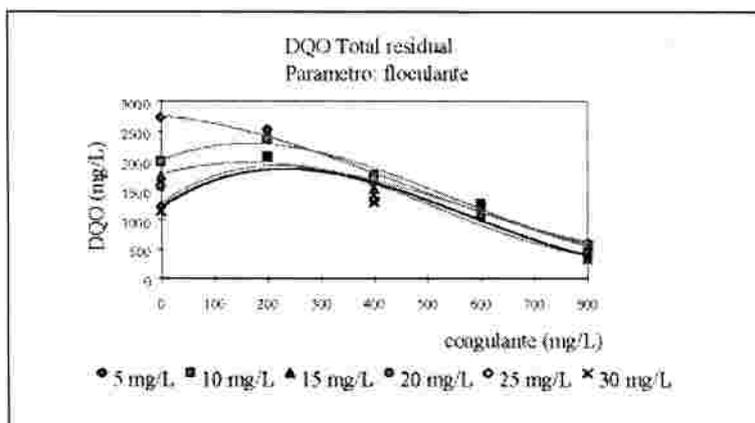


Figura 2. Efecto del coagulante



En la Figura 1 se muestra el efecto del incremento de la concentración del polielectrolito empleado como floculante a distintas concentraciones de coagulante. La Serie 1 sin coagulante muestra que ese efecto es particularmente marcado en ausencia de coagulante. La presencia de coagulante, para una concentración dada de polielec-

trolito, reduce fuertemente el DQO residual, a la vez que se atenúa el efecto de la concentración de polielectrolito en el rango examinado. Por ejemplo, para la serie 10 con 800 ppm de coagulante, el incremento de polielectrolito de 5 a 30 ppm no introduce variaciones demasiado significativas en el DQO residual en el clarificado.

En la Figura 2 se manifiesta claramente el efecto del aumento de la concentración de coagulante sobre el DQO residual. Para valores de coagulante de más de 400 ppm, esta dependencia es prácticamente lineal, y permite un control relativamente ajustado del DQO residual. La relativa coincidencia de las series de la figura 2, en ese rango de concentraciones pone de relieve que el consumo de polielectrolitos puede hacerse muy bajo.

El comportamiento aparentemente anómalo para concentraciones de coagulante menores de 200 ppm sugiere que esa concentración es insuficiente para asegurar una coagulación suficiente, y una fracción de los materiales suspendidos mantiene total o parcialmente sus cargas eléctricas. Bajo esta condición, el floculante parcialmente cargado tiene un fuerte efecto sobre el DQO residual, pero se requiere un mayor consumo de floculante para obtener una reducción equivalente de DQO.

En términos más generales, de resultados experimentales como los ejemplificados surge la evidencia de una fuerte interacción entre las concentraciones de coagulante y floculante. Más allá del interés académico que presenta la superposición de dos distintos medios de neutralización de cargas superficiales y agregación de las microfases, este comportamiento interesa directamente a la economía del proceso, dada la diferencia de costos de uno y otro aditivo.

Los valores experimentales obtenidos pueden ser correlacionados mediante funciones polinomiales empíricas de tres parámetros, con coeficientes de regresión mayores de 0.95. Esto signi-

fica que a partir de datos experimentales obtenidos para mallas suficientemente densas de las variables de interés—en nuestro caso las concentraciones de coagulante y de polielectrolito— pueden construirse las funciones de costo que permiten optimizar la dosificación para un nivel prefijado de DQO residual.

La Tabla 2 resume los resultados de mayor interés para el grupo de experimentos presentado.

TABLA 2. Remoción de DQO

DQO total inicial (mg/l)	pH efluente	DQO tot. en clarificado (mg/l)	pH final	% Remoción de DQO suspendido
11000	7.5	1750 - 480	7.5 - 6.5	93 - 98 %

CONCLUSIONES

Los contaminantes en emulsión y suspendidos que constituyen los efluentes concentrados de lavadero de lana pueden ser eficientemente separados y concentrados. El tratamiento anaerobio de estos efluentes produce una marcada desestabilización del efluente heterogéneo.

El uso de coagulantes y floculantes adecuados, mezclados al efluente en condiciones de turbulencia intensa y con tiempos de mezclado inferiores a 120 segundos, permite reducir el DQO suspendido en un 93 - 98 %. Se obtienen lodos fácilmente separables.

El consumo de aditivos requeridos es unas 10 veces menor que las cantidades requeridas para la



TECNICA DEL PLATA LTDA. MERCK



TECNICA DEL PLATA LTDA. agradece la confianza y el apoyo que nos dispensa MERCK QUIMICA ARGENTINA S.A.I.C como su importador autorizado para toda la línea de laboratorio. E. MERCK DARMSTADT de Alemania y E.M. SCIENCE de U.S.A. • REACTIVOS • SOLVENTES PPA • HPLC • ANALISIS DE RESIDUOS • ACCESORIOS PARA CROMATOGRAFIA (placas, cromatofolios) • ANALISIS MOVILES DE AGUA Y EFLUENTES (Merckoquant, Microquant, Acuamerck, Spectroquant, Acuaquant, Refectoquant) MEDIOS DE CULTIVO - TODA LA LINEA MERCK-VWR (USA) (equipos, consumibles, filtros, etc.). Además, contamos con material de vidrio y porcelana. Con nuestro anhelo de continuar entregando calidad para su tranquilidad.

DURAZNO 1574 - Tels.: 402 2942 / 3042 - Fax: 409 6716 - MONTEVIDEO - URUGUAY



separación auxiliada aplicada directamente al efluente concentrado no sometido a tratamiento anaerobio. El volumen suplementario de agua de proceso requerida para el sistema de tratamiento es un 2 - 5 % del volumen procesado, mientras puede ascender a un 25 - 50 % en la separación auxiliada directa. El DQO total en el efluente clarificado puede ser reducido a valores en el rango 500-1500 mg/l.

El sistema de tratamiento de efluentes concentrados de lavadero de lana constituido por un tratamiento anaerobio seguido de separación auxiliada sólido/líquido puede ser empleado en plantas urbanas y suburbanas con espacio limitado, produce un efluente de DBO inferior a 500 mg/l, y lodos de alta concentración de sólidos. Es de operación estable y puede ser automatizado. Los costos de operación son menores que sistemas compactos alternativos.

BIBLIOGRAFÍA

Angelidaki I.; Petersen, S.P.; Ahring, B.K. (1990). Effects of lipids on thermophilic anaerobic digestion and reduction of lipid inhibition upon addition of bentonite. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* Vol. 33, 469-472

Angelidaki I.; Ahring, B.K. (1992). Effects of free long-chain fatty acids on thermophilic anaerobic digestion. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* Vol. 37, 808-812

Anderson, A.C.; Poulter, I.J. (1964). Heat-sensitive components of wool wax. *Journal of the Textile Institute*, Vol. 55, nº7.

AOAC, Official Methods of Analysis. (1990). 15th. Ed., Method nº. 940.28, Fatty acids (free) in crude and refined oils, titration method.

APHA-AWWA-WPCF (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 19th Ed.

Bateup, B.O., Christoe, J.R., Jones, F.W. "Effluent Management", en: Christoe, 1997

Cail, R.G; Barford, J.P.; Lichacz, R. (1986). Anaerobic Digestion of Wool Scouring Wastewater in a Digester Operated Semi-Continuously for Biomass Retention *Agric. Wastes*. Vol. 18, 27 - 38.

Christie, W. (1976). *Lipid analysis*, Hannah Research Institute, Scotland, Pergamon Press.

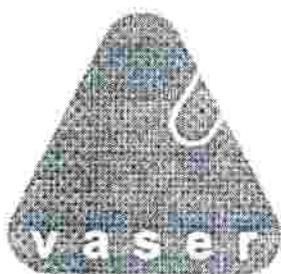
Christoe, J.R. (1986). *Wastewater treatment and disposal*. Symposium: "Wool scouring and worsted carding: New approaches" - CSIRO Division of Textile Industry.

Christoe, J.R. Curso: "Tratamiento de efluentes del procesamiento de lana y otras fibras textiles". Fundación Textil del Uruguay. Montevideo. 3 - 6 noviembre 1997.

Hanaki, K.; Matsuo, T.; Nagase, M. (1981). Mechanism of Inhibition Caused by Long Chain Fatty Acids in Anaerobic Digestion Process. *Biotech. & Bioeng.* Vol. 23, 1591 - 1610.

Gutierrez, S.; Hernández, A.; Viñas, M. Informe BID-CONICYT. 1997 "Tratamiento de efluentes de lavadero de lana". Instituto de Ingeniería Química. Facultad de Ingeniería Uruguay. 1997

Gutierrez, S.; Hernández, A.; Viñas, M. Informe CSIC 1996. "Tratamiento integral de



VASER Ltda.

Al agua hay que tratarla bien...

SERVICIO Y PRODUCTOS PARA TRATAMIENTO DE AGUAS.

• Calderas • Circuitos de enfriamiento • Potabilización

LIMPIEZAS QUÍMICAS DE CALDERAS Y EQUIPOS DE FRÍO

ADITIVOS PARA COMBUSTIBLE

PRODUCTOS PARA LIMPIEZA INDUSTRIAL • Desengrasantes • Lavado de botellas

POLÍMEROS PARA AGUA POTABLE, AZUCARERAS, PAPELERAS Y EFLUENTES.

FILTROS - ABLANDADORES - DEIONIZADORES - OSMOSIS INVERSA

AVDA. DE LAS INSTRUCCIONES 1482 - Tel.: 305 0068 - TELEFAX: 307 2169 - CP. 12900 - MONTEVIDEO

efluentes de lavadero de lana". Instituto de Ingeniería Química. Facultad de Ingeniería. Uruguay 1996

Hernández A.; Viñas, M. (1994). Tratamiento anaerobio de efluentes de lavadero de lanas. *Memorias del III Taller y seminario Latinoamericano de Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales*, Ed. Graphis. Montevideo Uruguay.

Hoare, J.L. (1976). The recovery and characterization of wool grease in *New Zealand Wool Research Organization of New Zealand*, Report N° 32, Private Bag, Christchurch, New Zealand.

Jamieson, R.G; Stewart, R.G. (1979). Studies in Wool-Scouring Part III: The relation between the components of wool - scour liquor and its BOD₅ and COD values. *J. Text. Inst.* Vol. 80 (6) 253 - 257

Jourda, M.; Ponchel; Moxhet, Ch.; Brach, J. (1982). Estimation des teneurs en détergent, en alcohol libre et en détergent de la cire de laine. *Bull. Scient. ITF*, Vol 11, n° 43, August. Paris.

Koster, I.; Cramer, A. (1987). Inhibition of Methanogenesis from acetate in granular sludge by long chain fatty acids. *Applied and Environmental Microbiology*, Feb., pp 403-409.

Motiuk, K. (1979a). Wool Wax Acids: A Review. *J. Am. Oil Chem. Soc.*, Vol. 56, (2) 91.

Motiuk, K. (1979b). Wool Wax Alcohols: A Review. *J. Am. Oil Chem. Soc.*, Vol. 56, (6) 651.

Mozes, T.E. (1982). The treatment and purification of wool and mohair scouring wastes - A survey. SAWTRI Special Publication.

Oellerman, R.A. (1991). Biotreatment of Wool Scouring Effluent. II International Symposium on Environmental Biotechnology,

Ostende, Belgic. pp. 554 - 551-

Oellerman, R.A.; Ronen, T.; Meyer, V. (1992). Biodegradation of Wool Scouring Effluent on a Laboratory Scale. *Wat. Sci. Techn.* Vol. 26, (9-11), 2101 - 2104.

Pavlostathis, S.; Giraldo-Gómez, E. (1990). Kinetics of anaerobic treatment. A critical review. Presented at IAWPRC International Specialized Workshop "Anaerobic Treatment Technology for Municipal and Industrial Wastewater", Valladolid, Spain, September 23-26.

Rankin, D.A. (1984). Some minor components of commercial woolgrease. *Fats for the future.*, S.G. Brooke; A. Renwick; S.F. Hannan; L. Eyres (Eds.). Duromark Press, Auckland, pp. 39 - 43

Rankin, D.A. (1985a) Free fatty acids and soaps in New Zealand woolgreases. *New Zealand Journal of Technology* Vol. 1, 91.

Rankin, D.A. (1985b). Recovery of woolgrease from centrifuged creams by thermal cracking. *New Zealand Journal of Technology*. Vol. 1, 101.

Rao, M.K.Y., Somasundaran, P. 1995 "Biomodification of mineral surfaces and flotation", en: "Flotation science and engineering" Editor Matis, K.A. Marcel Dekker Inc

Rinzema, A.; Boone, M.; van Knippenberg, K.; Lettinga, G. (1994). Bactericidal effect of long chain fatty acids in anaerobic digestion. *Water Env. Res.* Vol. 66 (1) 40- 49.

Rodmell, P.A.; Wilkie, D.P. (1983). The biological treatment of wool scouring liquor. *Transaction of the Institute of Professional Engineers*. New Zealand. Vol. 10, 2/CE, 33-45.

Spiess, H. (1985). PhD Thesis: Wool scouring wastewater treatment. Hannover University, Germany.

Stewart, R.G. (1983). Wool scouring and allied technology. Caxton, Christchurch, New Zealand

Truter, E.V. (1956) Wool wax. London, Cleaver-Hume Press.

Vieira, S.M.M.; Souza, M.E. (1981). Metodos analiticos para acompanhamento da biodigestao. *Energia* Vol. 3, (15) 26-36.

Zanini, G. Patente EP 0 509 601 A1, Bulletin 92/43.



REPRESENTACIONES

Representantes e Importadores

- *Solventes
- *Bioxido de Titanio
- *Películas de Polipropileno
- *Carbón Activado

MISIONES 1361 - 7° Piso Esc. 57 - TELS. 916 0136 - 916 2639 - FAX (5982) 916 0935 -
 CELULAR: (598 99) 66 72 07 - E-MAIL: jamccall@adinet.com.uy - 11000 - MONTEVIDEO -
 URUGUAY