

## **CRITERIOS DE DISEÑO PARA LAGUNAS DE EFLUENTES DE TAMBOS EN CONDICIONES NACIONALES.**

### **Soledad Gutiérrez <sup>(1)</sup>**

Ingeniera Química formada en la Universidad de la República (Uruguay). Doctorado en Ing. Química en curso en la UDELAR. Prof. Asistente del Depto. de Ingeniería de Reactores, Facultad de Ingeniería. Responsable del proyecto INIA - FPTA: "Estimación de los parámetros nacionales y básicos para el procesamiento y utilización de los residuos sólidos y líquidos de tambos."

### **Noel Cabrera <sup>(1)</sup>**

Ingeniera Química formada en la Universidad de la República (Uruguay). Prof. Ayudante del Depto. de Ingeniería de Reactores de la UDELAR.

**Dirección: Herrera y Reissig 565 – Montevideo - CP11300 – Uruguay –Tel.: (598-2) 711- 4478 (Int.102) – Fax.: (598-2) .....- e-mail.: [soledadg@fing.edu.uy](mailto:soledadg@fing.edu.uy)**

### **RESUMEN**

En el desarrollo del tratamiento de efluentes de tambos, se toma como criterio básico orientador el concepto de "mejor tecnología aplicable". Los sistemas de doble laguna (laguna anaerobia en serie con facultativa) han sido ampliamente utilizados en países productores de leche como Nueva Zelanda y Australia. En Uruguay se han construido varias decenas de estos sistemas, imitando los diseños de los primeros. Sin embargo, no se adaptaron los criterios a las condiciones de producción nacional. Estos sistemas pasivos fueron originariamente diseñados y construidos para el tratamiento de aguas residuales domésticas. Operando con efluentes de tambos permiten una reducción importante de carga orgánica, pero no permiten lograr, en lo que se refiere a nitrógeno, fósforo y patógenos, los límites requeridos por la normativa para su vertido a cauce. Diferencias sustanciales entre los efluentes cloacales y de tambos, referentes a la proporción de sólidos presentes así como a la relación C:N:P y concentración de éstos, justifican las ineficiencias encontradas. El presente trabajo intenta discutir los resultados obtenidos de sistemas de lagunajes diseñados siguiendo los criterios de efluentes cloacales o importando criterios de otras partes del mundo, así como presentar ecuaciones de diseño para este tipo de sistemas operando en las condiciones de producción nacional.

### **PALABRAS CLAVE**

Efluentes de tambos, Lagunas, Criterios de diseño, Remoción de nutrientes.

## INTRODUCCIÓN

La industria láctea en Uruguay integrada por más de 7.800 productores, ubica a nuestro país como uno de los principales exportadores y consumidores de productos lácteos por habitante de América Latina.

Un sistema de manejo y tratamiento de las descargas generadas en el área de ordeño de los tambos permite controlar la higiene del mismo, además de favorecer el cumplimiento de las exigencias de calidad y régimen de producción, de normas y reglamentaciones de preservación del medio ambiente. En el desarrollo del tratamiento de efluentes de tambos, se toma como criterio básico orientador el concepto de “mejor tecnología aplicable”. De acuerdo a esto, se trabaja en función de sistemas pasivos, consistentes en sistemas con etapas anaerobias y aerobias sin aporte de energía mecánica y operables sin medios de control continuo de las operaciones.

Los sistemas de doble laguna (laguna anaerobia en serie con facultativa) fueron ampliamente utilizados en Nueva Zelanda para el tratamiento de efluentes de tambos, en las décadas del 70 y 80. Se construyeron en este país más de 4000 sistemas. Las recomendaciones de diseño varían de región a región, siendo las más similares para Uruguay en cuanto a clima, las de la región sur. Para esta situación la recomendación neocelandesa es de  $0.12 \text{KgDBO}_5/\text{VO.d}^1$  ( $4.2 \text{ m}^3/\text{V.O.}$ ) para la laguna anaerobia y de  $4.8 \text{m}^2/\text{VO}$  para la laguna facultativa. Los resultados obtenidos de la operación de estos sistemas han sido analizados.

Se ha planteado en la región el empleo de sistemas de tratamiento de lagunaje similares a los propuestos en NZ. En Uruguay, experiencias previas en el marco de Prenader, construyeron más de 50 sistemas en la década del 90 siguiendo los lineamientos neocelandeses. Los manuales publicados por el INTA de Argentina (Charlón, 1999) y por DINAMA en Uruguay para la operación de sistemas de Tratamiento de efluentes de tambo recomiendan sistemas de doble y triple laguna.

Uruguay ha imitado en los diseños de lagunas, las dimensiones utilizadas en Nueva Zelanda, debido a la gran similitud entre las formas de explotación y manejo del rodeo. En ambos países la forma de explotación es pastoril, estando el rodeo confinado solo en las operaciones diarias de ordeño. Sin embargo, a modo de ejemplo, diferencias en la producción de leche por animal, la estacionalidad de la producción, la cantidad y la digestibilidad de alimento que reciben (representada como Ingesta de Materia Seca); y otras referentes al clima y tipo de suelo, determinan que no se puedan extrapolar directamente los criterios de diseño de los sistemas de tratamiento.

Por otro lado, en Nueva Zelanda, una evaluación crítica de la operación de sus 4000 sistemas (Hickley et al, 1989, MAF, 1994) en condiciones climáticas muy diversas, muestran la incapacidad de éstos para alcanzar los valores requeridos por las normas fundamentalmente en patógenos y nutrientes.

Como es sabido, los sistemas pasivos de tratamientos de efluentes en general, fueron desarrollados primordialmente para el tratamiento de aguas residuales domésticas. De esta forma la mayor parte de los estudios han sido realizados por especialistas de primera línea, de distintas disciplinas, en los últimos 50 años, con este tipo de efluente, y es vasta la información disponible para los efluentes domésticos. La información disponible para el tratamiento de efluentes de tambos es mucho menor; existiendo si, un cúmulo interesante de información y análisis realizados principalmente por especialistas neocelandeses.

Por su composición, los efluentes de tambos han sido considerados como “efluentes cloacales más concentrados”, y por ello se han utilizado soluciones optimizadas para este último tipo de efluente en el tratamiento de los primeros. Las diferencias en la composición, han hecho que, se obtengan ineficiencias importantes y manejos operativos mucho más complejos de los previstos, por esta simplificación en el diseño.

En la Figura 1 se presentan las características principales de los residuos de tambos, contrastadas con los residuos domésticos.

---

<sup>1</sup> 0.12 kgDBO por vaca en ordeño por día

**Figura 1. Características de los efluentes domésticos y de tambos.**

| Parámetro (mg/L)                       | Domésticos. (g/per cáp./d) | Tambos. (g/VO/d) |
|--|----------------------------|------------------|
| DBO <sub>5</sub>                       | 45 – 68                    | 91 (55-168)      |
| Sólidos en suspensión                  | 70 – 145                   | 439 (213-531)    |
| N total                                | 5 – 12                     | 21 (8-35)        |
| P total                                | 0.8 – 4                    | 2.9 (1.6 -6.5)   |
| Biodegradabilidad fracción particulada | 0.8                        | 0.4              |

En comparación con los efluentes domésticos, la particularidad diferencial principal del efluente de tambo es que éste es marcadamente heterogéneo; con fuerte presencia de residuos de estructuras vegetales poco degradables que integran la ingesta y por lo tanto una marcada diferencia en la biodegradabilidad de la fracción particulada. En segundo lugar, las relaciones C:N:P en los dos efluentes son muy diferentes, sobretodo en lo que concierne a la proporción de fósforo.

El presente trabajo intenta discutir los resultados obtenidos de sistemas de lagunajes diseñados siguiendo los criterios de efluentes cloacales o importando criterios de otras partes del mundo, así como presentar ecuaciones de diseño para este tipo de sistemas operando en las condiciones de producción nacional.

#### **OBJETIVO.**

Proponer criterios de diseño de lagunas anaerobias y facultativas para el tratamiento de efluentes de tambo adaptados en función del régimen de producción y condiciones locales.

#### **METODOLOGÍA EMPLEADA.**

En el tambo de la estación experimental de INIA - La Estanzuela se ha llevado a cabo un seguimiento durante 2 años y medio de la composición de la descarga bruta del tambo, de la operación de un sistema de separación primaria de sólidos y de una laguna anaerobia y facultativa en serie. El tambo presenta un promedio de 200 vacas en ordeño (145 en el verano y 270 en el pico de invierno). Se evaluó la descarga a la salida de los distintos puntos del tratamiento así como del efluente crudo en términos de: carga orgánica (DBO<sub>5</sub>, DQO), sólidos (SSV y SST), nutrientes (N total y amoniacal, P total y soluble) y patógenos. Se estudió la biodegradabilidad anaerobia de las fracciones particulada y soluble del efluente bruto. Se evaluó la velocidad de acumulación de sólidos en la laguna anaerobia por medio de medidas del perfil y concentración de lodos, y su composición en términos de sólidos totales, volátiles, nitrógeno y fósforo. Se analizó la distribución de tamaño de partículas de efluente de salida de la laguna facultativa. Asimismo se relevaron sistemas de doble laguna en operación con y sin separación previa de sólidos en otros 30 tambos.

#### **MÉTODOS ANALÍTICOS.**

Los análisis de los parámetros de carga orgánica, sólidos, nutrientes, patógenos y la distribución del tamaño de partículas fueron realizados según el "Standard Methods for the examination of water and wastewater", los ensayos de biodegradabilidad según "Ensayos Anaerobios" (DAAR, 1988). En la Figura 2, se muestran en detalle los métodos utilizados.

**Figura 2. Parámetros y Técnicas Analíticas Utilizadas.**

| PARÁMETROS                             | TÉCNICA ANALÍTICA                               |
|--|---|
| DBO <sub>5</sub>                       | Standard Methods, 19° Ed., Método 5210 B        |
| DQO                                    | Standard Methods, 19° Ed., Método 5220 D        |
| SST                                    | Standard Methods, 19° Ed., Método 2540 D.       |
| SSV                                    | Standard Methods, 19° Ed., Método 2540 E.       |
| Nitrógeno Total (N <sub>total</sub> )  | Standard Methods, 19° Ed., Método 4500 NorgC    |
| Amonio (N <sub>amonio</sub> )          | Standard Methods, 19° Ed., Método 4500-N B.     |
| Fósforo Total (P <sub>total</sub> )    | Standard Methods, 19° Ed., Método 4500-P B y C. |
| Coliformes totales y fecales (CT y CF) | Standard Methods, 19° Ed., Método 9222 C y D    |

|                              |  |
|------------------------------|--|
| Actividad metanogénica       | DAAR, 1988. Volumen de biogas generado y composición-Cromatografía gaseosa |
| Biodegradabilidad anaeróbica | DAAR, 1988. Volumen de biogas generado y composición-Cromatografía gaseosa |
| Tamaño de partículas         | Standard Methods, 19° Ed, Método 2560 D                                    |

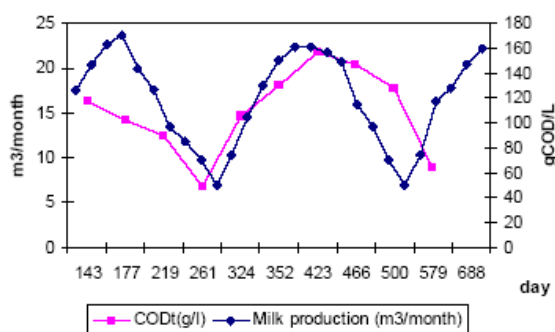
## RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

La Figura 3 presenta un resumen de las características encontradas del efluente crudo en el tambo de "La Estanzuela".

**Figura 3. Características del efluente crudo. expresado en mg/L salvo para CF y CT en UFC/100 mL**

| Parámetro              | Promedio | Mínimo | Máximo | Parámetro           | Promedio | Mínimo | Máximo |
|------------------------|----------|--------|--------|---------------------|----------|--------|--------|
| DQO <sub>total</sub>   | 12300    | 2600   | 21800  | N <sub>total</sub>  | 830      | 300    | 1600   |
| DQO <sub>soluble</sub> | 4970     | 1900   | 9000   | N <sub>amonio</sub> | 300      | 40     | 800    |
| DBO <sub>5</sub>       | 4030     | 1100   | 12300  | P <sub>total</sub>  | 100      | 40     | 220    |
| SST                    | 12750    | 2100   | 21800  | CT                  | 8.4 E8   | 1.1 E7 | 2.3 E9 |
| SSV                    | 7550     | 1300   | 14000  | CF                  | 6.1 E6   | 3 E4   | 2 E7   |

Se observa que la concentración encontrada en el efluente generado en el área de ordeño es muy variable en el año, pudiendo ser del orden del triple o cuádruple de concentración en el pico en comparación con los valores de mínimos. El alto contenido de sólidos suspendidos poco biodegradables hacen que la principal función de las lagunas anaerobias sea la de acumulación y digestión de los mismos. La estacionalidad tan marcada junto con el alto contenido de sólidos hacen inapropiado el uso de valores máximos para el cálculo de volúmenes de laguna, y es imprescindible evaluar el perfil de producción. Por esta razón, resulta fundamental la estimación adecuada de la descarga bruta a partir de datos disponibles por el productor.



**Figura 4. Variación de la producción estacional de leche y variación de la demanda química de oxígeno del efluente crudo.**

En primer término se propone calcular la Ingesta de Materia Seca (IMS) del rodeo en función de datos los litros de leche producidos ( $L_{3.6\%}$ ) y el número de vacas en ordeño ( $n_{VO}$ ) mediante las ec.1 y 2, donde  $f$  es un factor que caracteriza la relación entre kilos de materia seca y kg de sólidos suspendidos volátiles en la excreta.

$$IMS(\text{kg/d}) = n_{VO} \times (8.5 + 0.364L_{(3.6\%)}) \quad (\text{ec.1})$$

$$\frac{\text{kgSSV}}{\text{mes}} = (IMS(\text{kg/d}) \times \frac{t_{\text{ordeño}}}{t_{\text{excreta diario}}} \times (1 - D) \times 30) \times f \quad (\text{ec.2})$$

La ec. 1 es una simplificación de la expresión más general para un ejemplar individual propuesta en (NRC, 2001) (ec. 3):

$$IMS (\text{kg/día}) = [0.372 \times LCG + 0.0968 \times PV^{0.75}] \times (1 - e^{-0.192(3.67 + SL)}) \quad (\text{ec. 3})$$

Donde: LCG = Leche producida en kg/día, corregida para 4 % de grasa.

PV = peso vivo del animal en lactancia. ( kg ) ; SL = semana de lactancia postparto (n° de semanas transcurridas) para ejemplares individuales. Para condiciones medias atribuibles al rodeo afectado

a las condiciones locales (3.6% de grasa en promedio, y 500 kg de PV, y una condición media del rodeo.)

La ec. 2 permite estimar la cantidad de sólidos que se generan en el área de ordeño en función de la IMS, el tiempo medio de ordeño ( $t_{ordeño}$ ) y la digestibilidad del alimento (D). El factor f de la ec. 2 se obtuvo como partir de datos del efluente crudo encontrándose un valor medio de 0.6 (0.44-0.58). Estos parámetros permiten la caracterización del efluente bruto a partir de datos conocidos por el tamboero o el técnico agropecuario y son los que posteriormente se utilizan para el diseño de las lagunas.

Para la determinación de las eficiencias de remoción en la laguna anaerobia, dada el prolongado tiempo de estadía en ésta (240 días) y la gran variabilidad a la entrada; se realizan los cálculos considerando un balance de masa integrado del parámetro (mediante el empleo de variables acumuladas) en las condiciones de entrada-salida (eficiencias en masa). Para ello, se tuvo en cuenta el balance hídrico en la laguna, representando el aporte de pluviales una dilución media del 30%. De esta forma, las eficiencias de remoción, son las indicadas en la figura 5.

|                                  | SST    | SSV  | DBO5 | DQOt | Nt  | Pt  | K   |
|----------------------------------|--------|------|------|------|-----|-----|-----|
|                                  | kg/mes |      |      |      |     |     |     |
| Entrada laguna anaerobia         | 3611   | 2347 | 1500 | 4000 | 278 | 39  | 270 |
| Salida laguna anaerobia          | 536    | 405  | 260  | 1150 | 133 | 33  | 250 |
| Eficiencia de remoción acumulada | 85%    | 83%  | 83%  | 71%  | 52% | 15% | 7%  |

**Figura 5.** Eficiencias de remoción en laguna anaerobia

De la evaluación de los sistemas actualmente en operación, tanto del estudio a largo plazo en el sistema de La Estanzuela, como de los análisis puntuales de los distintos tambos visitados, se pudo observar que las eficiencias de remoción son menores a las obtenidas para sistemas cloacales y que sobre todo para nutrientes se está muy lejos de los valores

requeridos por las normas para vertido de estos efluentes.

En la laguna anaerobia el mecanismo más importante de remoción es la sedimentación. se propone realizar el dimensionamiento de la laguna anaerobia para el tratamiento de efluentes de tambos pensando fundamentalmente en el volumen para acumulación de sólidos, que es significativamente diferente al volumen de acumulación de sólidos de un efluente doméstico. En *Cabrera, 2005* se estableció un modelo de acumulación de sólidos en la laguna anaerobia, a partir de los datos de entrada, salida, acumulación y velocidad de degradación biológica, calibrado para La Estanzuela.

$$L = 0.48 F_{XVSS,o} + 0.65 F_{XFSS,o} + \alpha$$

$$\alpha = 0.087 F_{COD_{s,i}} + 0.049 F_{COD_{p,i}}$$

L= cantidad de sólido totales acumulados en la laguna (KgSS).  $F_{XVSS,o}$ ,  $F_{XFSS,o}$ = cantidad de sólidos suspendidos volátiles y fijos que ingresaron a la laguna durante el periodo en consideración, respectivamente (KgSSV).  $\alpha$ = cantidad de sólidos asociados a biomasa formada a expensas de la degradación de la DQO soluble y particulada ( $F_{COD_{s,i}}$  y ( $F_{COD_{p,i}}$ ).  $v_1 = j_1 x f_1$  y  $v_2 = j_2 x f_2$  donde  $j_1$  es el porcentaje de sólidos volátiles no degradados,  $j_2$  es el porcentaje de sólidos fijos no destruidos con respecto a los sólidos que ingresan en el influente, y  $f_1$  y  $f_2$  es el porcentaje de remoción de sólidos volátiles y fijos de la laguna, respectivamente.

De esta forma se propone como modo de cálculo del volumen de la laguna como el volumen necesario para que al cabo de  $\theta$  años (frecuencia deseada de limpieza) el lodo ocupe 2/3 del volumen total. Por ejemplo, para un tambo con 100 VO en el invierno y 80 VO en verano, una digestibilidad de 65%, y producción media de 15 L leche/d.V.O, y un tiempo de permanencia medio en el área de colección de 2 hs el volumen requerido para la laguna anaerobia es de 920 m<sup>3</sup> para una limpieza cada 3 años. Sin embargo, si se tiene un tambo con 100 VO en invierno pero con estacionalidad marcada (25 VO durante el verano), y demás condiciones iguales de producción, el volumen requerido será de 410 m<sup>3</sup>. A este volumen hay que agregarle, el volumen necesario para contemplar el balance hídrico de cada zona.

Se ha evaluado la velocidad de acumulación de lodos en un tambo de 125 vacas en ordeño durante el invierno y 105 durante el verano. La laguna anaerobia construida de 600 m<sup>3</sup> de volumen útil se colmató al cabo de 3 años de operación. El modelo propuesto predijo una velocidad de acumulación de sólidos de 210 m<sup>3</sup>/año (10% de ST) (tiempo medio de ordeño 2.7 hs/día), lo cual coincide razonablemente con lo observado en el establecimiento.

En la Figura 6 se muestran los datos obtenidos para las lagunas facultativas relevadas en el país. Las eficiencias de remoción encontradas son del orden del 50% para DBO<sub>5</sub>, 35% para Nitrógeno y

menor al 5% para fósforo. Las concentraciones de salida, no cumplen los requisitos establecidos por la normativa nacional para vertido a curso. Particularmente en lo que refiere a nutrientes se esta al menos un orden por encima de lo establecido y en patógenos más de dos órdenes de magnitud.

| mg/L              | La Estanzuela   | Otros tambos |
|-------------------|-----------------|--------------|
| DBO <sub>5</sub>  | <b>226</b>      | <b>224</b>   |
|                   | 136 - 400       | 54 - 620     |
| N total           | <b>145</b>      | <b>76</b>    |
|                   | 92 - 192        | 21 - 176     |
| N-NH <sub>3</sub> | <b>59</b>       | <b>46</b>    |
|                   | 15 - 122        | 23 - 111     |
| P total           | <b>66</b>       | <b>47</b>    |
|                   | 37 - 183        | 21 - 92      |
| CF (UFC/100mL)    | <b>3.08 E 5</b> | <b>1E6</b>   |
|                   | 1.8E4 – 1.0E6   | 2.4E3 – 4E6  |

Figura 6. Parámetros de salida de lagunas facultativas

La baja eficiencia de remoción de las lagunas facultativas de efluentes de tambo comparadas con efluentes domésticos, puede explicarse por la ineficiencia en el comportamiento anaeróbico de las lagunas “anaeróbicas” que las preceden. La baja carga orgánica que estas primeras lagunas reciben, así como su gran espejo de agua, dado las dimensiones necesarias para tener capacidad de acumular sólidos, disminuye por un lado la anaerobiosis, bajando de esta forma las eficiencias de depuración por estos mecanismos y favorecen la proliferación de algas. Esto conlleva a que en esta primera laguna existan zonas de comportamiento facultativo. La laguna facultativa posterior no recibe la carga de una laguna anaerobia propiamente dicha sino un efluente ya parcialmente degradado por los mecanismos facultativos. Asimismo si se considera la relación entre DQO/DBO<sub>5</sub> del efluente de la laguna anaerobia se tiene una media de 6 (rango entre 3 y 8). De acuerdo a los valores obtenidos para los distintos parámetros a la entrada de la laguna facultativa, la relación entre el C:N:P es promedialmente de 6:4:1 (con una relación mínima de 3:2:1 y máxima de 8:6:1). Los valores reportados por CETESB, 1989 para efluentes cloacales, indican una relación media para estos de 16:10:1. De esta forma, el efluente que ingresa a la laguna facultativa, no solo tiene una concentración en nutrientes un orden mayor que el que ingresa a las misma lagunas pero de efluentes cloacales, sino que tiene una biodegradabilidad muy baja y una relación C:N:P muy desfavorable para la degradación microbiana.

Por otro lado, la alimentación del rodeo mediante la ingestión por corte y recolección de fragmentos del alimento vegetal y la rumia permiten el efecto mecánico de reducir el tamaño de las partículas de alimento. La “molienda” a que el corte y la rumia someten al alimento, sobre todo de pasturas, define una determinada distribución de tamaños de las partículas que progresan a lo largo del tracto digestivo del animal. Esta distribución de tamaños de partículas que se modifica a lo largo del paso por el tracto digestivo, condicionará el comportamiento físico y la separabilidad de las partículas sólidas en los separadores o estercoleros previos a las lagunas, y también dará algunas características del comportamiento de la fracción sólida en lagunas anaerobias, así como los rendimientos de etapas facultativas e incluso de etapas de tratamiento terciario como los wetlands sub-superficiales. En las lagunas facultativas, las micropartículas en suspensión provenientes del tracto digestivo del animal, junto con la gran población de algas existente y la materia orgánica

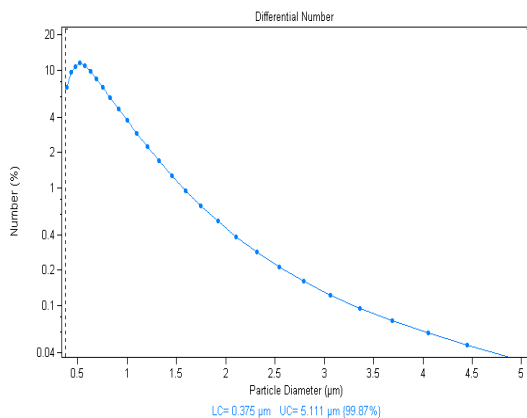


Figura 7. Distribución de tamaño de partículas del efluente de la laguna facultativa

disuelta en la propia laguna, afectan de forma muy significativa el aprovechamiento de la luz solar para la remoción. La materia orgánica disuelta absorbe radiación solar fundamentalmente en la zona de 400-500 nm, compitiendo con la absorción de luz de las algas para realizar los procesos de fotosíntesis. En Sukias, 2001 se muestra un análisis de la altura de penetración de la luz en 57 medidas en 6 lagunas facultativas de Nueva Zelanda, que arrojaron como resultados una distancia de penetración de luz promedio de 25 cm, debido a las micro partículas en suspensión que se encontraron en este tipo de efluentes, en comparación con los 50 cm asumidos para

cloacales. Para evaluar este efecto en los efluentes de tambos nacionales, se llevaron a cabo estudios de la distribución del tamaño de las partículas, empleando efluente de la laguna facultativa de Estanzuela. De este análisis a lo largo del sistema de tratamiento, se desprende que existe una fracción importante de partículas no sedimentables en el orden de los 0.5-1 $\mu$ m de diámetro (consistentes en material lignocelulósico desestructurado y en biomasa bacteriana). Esta distribución se puede observar en la Figura 7. Esta fracción, actúa como opacificante de la fase líquida de las lagunas. En los sistemas de tratamiento de efluentes de tambo, en la etapa "aerobia" que depende del suministro de oxígeno por actividad fotosintética de algas, esta opacificación derivada de las micropartículas suspendidas reduce la concentración viable de algas, el oxígeno suministrable por éstas es absolutamente insuficiente para la degradación aerobia, y el rendimiento de esta etapa es bajo en comparación con el de otras cargas que tienen composiciones similares en componentes degradables, pero sin estas micropartículas que disipan la radiación solar y restringen la fotosíntesis

Dada la vasta experiencia neocelandesa en el trabajo con efluentes de tambos, tanto de diseño como de operación y evaluación de sistemas, se utiliza como vía de diseño una adaptación de las recomendaciones indicadas en los manuales de Nueva Zelanda a las condiciones nacionales. A partir de los resultados brutos de Estanzuela, y a falta de otros datos nacionales, se ha observado diferencias significativas respecto a Nueva Zelanda que tienen implicancia directa en el dimensionamiento de las lagunas. La carga encontrada por VO y por día empleada para el diseño según *Dairying and Environment Committee, 1996* es de  $B_{NZ} = 123 \text{ gDBO/VO/d}$  para 3 hs diarias en el área de ordeño, mientras que resultó de  $B_u = 210 \text{ gDBO/VO/d}$  para Estanzuela. Esto representa una diferencia importante en la carga de entrada a la facultativa. De acuerdo a los datos nacionales, considerando la sedimentación y los valores obtenidos de biodegradabilidad del efluente en la laguna anaerobia, es razonable suponer una eficiencia de diseño de la laguna anaerobia de entre 80 y 85 % para  $\text{DBO}_5$ . Se propone la estimación simplificada indicada en la ecuación 4, para el área superficial de laguna requerida asumiendo el criterio convencional de dimensionamiento que recomienda una carga  $B_a = 84 \text{ Kg /ha.d. (0.0084Kg DBO}_5 / \text{m}^2 \cdot \text{d)}$  para remoción de carga orgánica:

$$A_{\text{facult1}} (\text{m}^2) = \frac{0.210 \frac{\text{KgDBO}}{\text{VO.d}} \times n_{\text{vo}} \times (1 - 0.8) \times \frac{t_{\text{ordeño}}}{3}}{0.0084 \frac{\text{KgDBO}}{\text{m}^2 \cdot \text{d}}} \quad (\text{ec.4})$$

De acuerdo a lo discutido precedentemente sobre la distancia de penetración de la luz, se asume una profundidad máxima de 1.2m. De esta forma el volumen resultante

requerido para tratamiento y basado fundamentalmente en remoción de carga carbonosa se calcula de acuerdo a la ec. 5.  $V_{\text{facult1}} (\text{m}^3) = 2 \times n_{\text{vo}} \times t_{\text{ordeño}}$  (ec.5)

De esta forma para las condiciones de descarga bruta de Estanzuela, puede estimarse una superficie superior de laguna de 5.0m<sup>2</sup>/V.O. contra los 4.4m<sup>2</sup>/VO que se recomiendan para Nueva Zelanda.

**Conclusiones:** El dimensionamiento de lagunas para efluentes de tambos, considerando a éste como un efluente cloacal concentrado conduce a ineficiencias de remoción importantes así como a la realización de tareas de mantenimiento (evacuación de lodos, etc.) con una frecuencia mayor a la de diseño.

Se establece un criterio para la determinación del volumen de la laguna anaerobia donde se considera como parámetro principal la cantidad de sólido (excretas) producido durante un período determinado, teniendo en cuenta que esta producción de sólidos depende fuertemente de la estacionalidad de la producción, del manejo del rodeo (tiempo medio de permanencia en el área de coleccion) y en menor medida de los litros de leche producidos y en calidad del alimento recibido.

Se propuso un criterio de diseño para la laguna facultativa adaptando los criterios neocelandeses de acuerdo a la diferencia en carga orgánica que ingresa al sistema.

Asimismo, se puede ver la incapacidad de estos sistemas para alcanzar las remociones requeridas por las normas, sobretudo en nutrientes y patógenos.

La factibilidad de las recomendaciones de doble laguna están condicionadas por el problema real: hasta qué punto un curso de agua puede absorber, sin efectos nocivos, un efluente de las características del que sale del sistema de lagunas, en especial en términos de los contenidos de nutrientes.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA . Standard Methods for the examination of water and wastewater. 19<sup>o</sup>Ed. United Book Press, Baltimore, U.S.A, 1995.
2. CABRERA, N., GUTIÉRREZ, S. Modelling sludge accumulation in an anaerobic pond for treating dairy farm wastewater. Memorias del VIII Taller y Simposio Latino Americano sobre Digestión Anaerobia. Uruguay, 2005.
3. CETESB. Operação e Manutenção de Lagoas Anaerobias e Facultativas, CETESB. Sao Paulo – Brasil, 1989.
4. CONAPROLE, MVOTMA, FACULTAD DE VETERINARIA, UDELAR,. Guía para el Tratamiento de efluentes en predios lecheros. Malcuori E; Gesto J; Apa M; Aguerre A; Anchieri D; De Torres, E. 1999
5. DAAR, 4to. Seminario. Depuración Anaerobia de Aguas Residuales. Universidad de Valladolid. España, 1988.
6. DAIRYING AND THE ENVIRONMENT COMMITTEE. Dairying and the environment managing farm dairy effluent. New Zealand. 1996.
7. HICKEY C.; QUINN J.; DAVIES-COLLEY R.. Effluent characteristics of dairy shed oxidation ponds and their potential impacts on rivers. , New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, Vol. 23, pp 569-584. 1989
8. INTA Manejo de los residuos originados en las instalaciones de ordeño Taverna, M; Charlón, V; Panigatti, C; Castillo, A; Serrano, P; Giordano, J. , 1999
9. MINISTRY OF AGRICULTURE AND FORESTRY MAF. Dairy shed wastewater treatment ponds”, MAF Agriculture Policy Technical Paper 94/17, New Zealand, <http://www.maf.govt.nz/mafnet/rural-nz/sustainable-resource-use/resource-management/dairy-shed-wastewater/>). 1994
10. NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). Nutrient Requirements of Dairy Cattle. 7<sup>a</sup> Ed. NRC. 2001. <http://darwin.nap.edu/books/0309069971/html>
11. SUKIAS, J.P., TANNER, C.C., DAVIES COLLEY, R.J., NAGELS, J.W. Algal abundance, organic matter and physico-chemical characteristics of dairy farm facultative ponds: implications for treatment performance. New Zealand Journal of Agricultural Research, V 44, p 279-296, 2001.
12. NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC), "Nutrient Requirements of Dairy Cattle", 7<sup>a</sup> Ed, <http://darwin.nap.edu/books/0309069971/html> . 2001.