

INFLUENCIA DE FACTORES AMBIENTALES EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION DE LA CAPITAL DE CATAMARCA #

M. Saracho¹, M. Flores, C. Rodriguez², A Iriarte³, V. García.
Facultad de Ciencias Exactas y Naturales
Facultad de Tecnología y Ciencias Aplicadas
Grupo de Energías Renovables Catamarca, INENCO – CONICET
Universidad Nacional de Catamarca, Avda. Belgrano 300 C.P. 4700 – Catamarca
E-mail: cdrodriguez@arnet.com.ar

RESUMEN: Las lagunas de estabilización son reactores utilizados para la depuración de aguas residuales. El efluente es almacenado durante períodos de tiempo variable en función de la carga orgánica y superficial aplicada y de las condiciones climáticas de la zona. La radiación solar, el oxígeno disuelto y el pH de las lagunas afectan los índices de remoción de *Escherichia coli*. En este trabajo se evalúa la influencia de la radiación incidente, oxígeno disuelto, temperatura, pH y tiempo de retención en la remoción de *Escherichia Coli* de lagunas de estabilización de la ciudad de Catamarca. Para evaluar la calidad del efluente se extrajeron muestras compensadas en la descarga al lecho del río Santa Cruz. Los parámetros fueron analizados aplicando métodos estandarizados. La calidad bacteriológica del efluente es apta para su reuso con fines agrícolas sólo en los meses donde confluyen factores climáticos y físico-químicos favorables a la remoción de patógenos.

Palabras clave: lagunas de estabilización de efluentes, factores ambientales, remoción de *Escherichia coli*.

INTRODUCCION

La contaminación ambiental es un problema que debe ser atendido de manera eficaz. Una forma de controlar dicha contaminación en los cuerpos de agua donde los efluentes son descargados es el tratamiento de las aguas residuales, con la finalidad de remover la mayor cantidad de residuos que originen contaminación, como así también eliminar los microorganismos que causen problemas de salud pública de modo que se obtenga agua que pueda ser dispuesta o reutilizada según la normativa ambiental vigente.

Un método para el tratamiento de las aguas residuales, sencillo, eficiente y que permite manejar grandes volúmenes de agua es el de las lagunas de estabilización. Estas son capaces de producir un efluente satisfactorio pero que requiere de grandes extensiones de tierra (Cárdenas et al, 2005). Investigaciones realizadas por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS) proponen que el modelo de gestión de aguas residuales en países en desarrollo debe enfocarse en la salud como prioridad, siendo el objetivo principal del tratamiento la remoción de patógenos y sostienen que la mejor opción tecnológica para dicho fin son lagunas de estabilización (Egocheaga y Moscoso, 2004). Los métodos de tratamiento convencionales consumen grandes cantidades de energía y requieren de equipos electromecánicos que necesitan técnicos especializados para su operación y mantenimiento, un stock de repuestos adecuado y recursos financieros para tal fin (Mendonça, 1999). Lo expuesto limita su aplicación en la mayoría de los países de América Latina.

Las lagunas de estabilización son reactores donde la autodepuración o estabilización natural del efluente se produce por procesos físicos, químicos y biológicos. El agua residual es almacenada en dichos reactores durante períodos de tiempo variable en función de la carga orgánica y superficial aplicada y de las condiciones climáticas dominantes en la zona. En lugares donde existe disponibilidad de terrenos a bajo costo, constituye una tecnología de tratamiento de efluentes efectiva desde el punto de vista económico, para la remoción de microorganismos patógenos por mecanismos de desinfección natural. Estos sistemas son particularmente adecuados para países tropicales y subtropicales, dado que la intensidad del brillo solar y la temperatura ambiente son factores clave para la eficiencia de los procesos de degradación (Mara et al, 1992).

La efectividad de las lagunas de estabilización para reducir las bacterias se relaciona con altos niveles de pH, producción por las algas de componentes extracelulares tóxicos, exposición a la luz solar o ultravioleta y desaparición de nutrientes (Polprasert y Bhattarai, 1985). Según Curtis et al (1992) la radiación solar puede tener efectos directos e indirectos sobre el decaimiento bacteriano. El efecto directo es la formación de sustancias tóxicas de oxígeno causadas por la luz. Las sustancias húmicas, comunes en las lagunas de estabilización, absorben luz solar y pasan esta energía al oxígeno, originando formas tóxicas (radicales de oxígeno libre, peróxido de hidrógeno y probablemente superóxido y radicales hidroxilo) que destruyen a las bacterias. Este mecanismo actúa sinérgicamente con pH elevado, posiblemente debido a que las formas tóxicas dañan la membrana interna de los coliformes fecales. El efecto indirecto de la radiación solar sobre la destrucción de los organismos

Parcialmente financiado UNCa, Gob. Catamarca.

¹ Profesional Secretaría Agua y Ambiente, Gob. Catamarca

² Profesional Subsec. Ciencia y Tecnología, Gob. Catamarca

³ Investigador del CONICET

patógenos es el incremento del crecimiento de algas con la intensidad de la luz solar, las que proveen a través de la fotosíntesis el oxígeno requerido para la actividad biológica.

Otro de los factores que incide tanto en el proceso de asimilación de materia orgánica como de reducción bacteriana en las lagunas es la temperatura del agua. La elevación de la temperatura aumenta el decaimiento bacteriano presuntamente por incremento de la actividad metabólica lo que origina mayor susceptibilidad a las sustancias tóxicas (Pearson et al, 1987). Incrementos entre 4°C a 5°C, pueden aumentar la eficiencia hasta un 40%. Estudios sobre el comportamiento de la temperatura, realizado en países con climas tropicales o subtropicales, han determinado que las lagunas de estabilización ganan calor vía radiación de onda corta y larga y que la temperatura del líquido permanece varios grados por encima de la temperatura del aire, durante la mayor parte del año (Yáñez, 2000). La temperatura incide además sobre la tasa de mortalidad de las bacterias Coliformes. En general su tasa de mortalidad se incrementa cuando la temperatura aumenta (Romero, 1998).

El Valle Central de Catamarca, ubicado a 28° 28'30" de latitud sur y a los 65° 46'45" de longitud a oeste de Greenwich y enmarcado por las sierra de Ambato al oeste y las de El Alto –Ancasti al este presenta un clima árido y seco con una precipitación media anual inferior a 400 mm. La velocidad media del viento de 41km/h, con dirección predominante NE-SW es máxima en invierno para condiciones de tipo desértico, prácticamente nula precipitación y elevados contrastes térmicos diarios. La tasa de evaporación media de la zona es de 8,8 mm/día (González, 1978).

La principal fuente de abastecimiento de agua para la población es el agua subterránea, complementada con los aportes de los ríos El Tala y Del Valle.

Los efluentes cloacales de la Capital de Catamarca son depurados en un sistema de lagunas de estabilización ubicado al Sureste de la ciudad, en la localidad de Antapoca del Dpto. Valle Viejo, sobre la margen oriental del río Del Valle y entre éste y el río Santa Cruz (Figura 1). Dicho sistema está integrado por 30 lagunas que ocupan una superficie aproximada de 0,76 km² distribuidas en seis módulos iguales que funcionan independientemente y en paralelo. Cada uno está compuesto por cinco lagunas que trabajan en serie: anaeróbica, facultativa y tres de maduración (Figuras 1 y 2). El pretratamiento del efluente se realiza en una cámara de rejillas de limpieza manual ubicada sobre el margen oeste del río y previo al cruce del mismo. Esta planta fue diseñada para tratar 38.400 m³/d de efluente en una primera etapa, en base a una población de 120.000 habitantes, proyectándose ampliar la capacidad de tratamiento a 64.000 m³/d en una segunda etapa.

El sitio de descarga del efluente de las lagunas es el lecho del río Santa Cruz previo a su confluencia con el río Del Valle, zona altamente permeable que permanece seca la mayor parte del año. Sólo cuando el caudal erogado por el dique Pirquitas supera la demanda fundamentalmente para riego y abastecimiento poblacional, el sobrante escurre por el cauce, mezclándose (cuando no se infiltra) con el efluente de las lagunas.



Figura 1. Ubicación de la planta de tratamiento de efluentes cloacales de la Capital de Catamarca. Sistema modular de lagunas.



Figura 2. Lagunas de Maduración. Módulo 1 de Sistema de Lagunas de Estabilización de la Capital de Catamarca.

No se conoce el grado de depuración bacteriológica actual alcanzado por el efluente de este sistema de tratamiento cuyo caudal de ingreso debió ser incrementado para atender las demandas de saneamiento de la población. Por lo expuesto es alto el riesgo de infiltración del efluente y contaminación del recurso hídrico subterráneo (Foster e Hirata, 1991).

En este contexto cobra importancia el aprovechamiento del efluente de las lagunas para riego, constituyendo una alternativa sustentable para la disposición final de los efluentes domésticos depurados, ya que permitirá mitigar la aridez de la zona, aprovechar su potencial fertilizante para los cultivos y evitar la contaminación de los cauces receptores.

Este trabajo plantea como objetivos conocer bajo las condiciones de operación actuales, la calidad bacteriológica del efluente obtenido y evaluar la influencia de la radiación, concentración de oxígeno disuelto (OD), temperatura, pH y tiempo de

retención hidráulica en la remoción de *Escherichia Coli* (EC) del efluente de seis módulos de lagunas de estabilización de la ciudad de Catamarca.

MATERIALES Y METODOS

Para evaluar la calidad del efluente se extrajeron muestras compensadas en la descarga al río Santa Cruz, mezcla del líquido depurado por los seis módulos. El monitoreo de la calidad bacteriológica del efluente fue realizado en el período enero de 2005 a junio de 2009 con una frecuencia mensual.

Para determinar el grado de depuración microbiológica del efluente se utilizó las concentraciones de EC. Los parámetros físicoquímicos determinados fueron: radiación, caudal, temperatura, OD, pH.

El caudal de entrada a la planta depuradora en el periodo de estudio fue medido en forma continua, en una canaleta Parshall donde se instaló un sensor ultrasónico (Vegason 51K). Este sensor mide la distancia del pelo de agua respecto a una medida de referencia (nivel cero) fijada en la programación como parámetro. La distancia se traduce a una corriente que se registra en un Data Logger. Los datos fueron cargados en una PC y procesados para obtener el nivel y caudal correspondiente. El caudal de salida se aforó con vertederos del tipo rectangular con contracción lateral.

Los valores del tiempo de retención hidráulico teórico fueron calculados en función del volumen de las lagunas y del caudal medio tratado en los distintos módulos. La temperatura del líquido fue determinada con un sensor de apreciación 0,1°C. Los datos de radiación y temperatura del aire fueron registrados en la estación agrometeorológica del INTA Sumalao- Catamarca (latitud 28° 21'; longitud 65° 47'w; altura s.n.m. 531 m) utilizando una micro estación climática marca HOBO provista de sensores. El correspondiente a la variable temperatura tiene una apreciación de $\pm 0,7^\circ\text{C}$ y rango -40°C a 75°C y el de radiación solar es un piranómetro de silicona, S-LIB-M003, con una apreciación de $\pm 10 \text{ W/m}^2$ y rango de 0 W/m^2 a 1280 W/m^2 .

Los análisis fueron realizados de acuerdo a las técnicas especificadas en el Standard Methods (APHA-AWWA-WEF, 1995) y se efectuó un análisis descriptivo de los resultados obtenidos.

RESULTADOS Y DISCUSION

Las características generales del sistema de lagunas se muestran en la tabla 1. Las dimensiones corresponden al plano conforme a obra (Pellegrinet, 2003). Se consignan las correspondientes al módulo 2.

Lagunas	Largo Fondo (m)	Largo Superficie (m)	Ancho Fondo (m)	Ancho Superficie (m)	Prof (m)	Área Sup. (m^2)	Volumen de Retención (m^3)
Anaeróbica	43,50	60	103,50	120	5	7.200	28.992
Facultativa	270,75	280	111,67	120	2	33.600	64.130
Maduración M1	131,75	140	111,08	120	1,5	16.800	23.969
Maduración M2	132,50	140	112,80	120	1,5	16.800	23.830
Maduración M3	133,10	140	114,00	120	1,5	16.800	23.891

Tabla 1: Características físicas de las lagunas de estabilización. Módulo 2

Analizando los datos del sistema de tratamiento registrados en la tabla 1 se observa que la profundidad de la laguna anaeróbica -5m - no se ajusta a lo recomendado por algunos investigadores (Rojas et al, 1990; Jordão, 2005) entre 3m a 4m pero sí al criterio de dimensionamiento recomendado - $\geq 3\text{m}$ - por las normas del COFAPyS (1993). El área superficial y la profundidad de las lagunas facultativas se ajustan a esta norma al igual que las dimensiones de las lagunas de maduración.

En la figura 3 se muestra la variación mensual de la concentración de EC en el efluente depurado del sistema de lagunas de estabilización con la radiación promedio mensual, durante el monitoreo realizado en el año 2008. Se observa que la concentración de las bacterias en el efluente (350 UFC/100ml) durante los meses de enero a marzo y octubre a diciembre es inferior a 1000 UFC/100ml, límite permitido por la normativa vigente para el vuelco en cuerpos receptores (Ley N° 4963/98) y para uso agrícola (OMS, 1989). Este valor es superado durante los restantes meses del año, donde la radiación incidente es inferior a 18 MJ/m^2 , con valor medio mínimo de 10 MJ/m^2 durante el mes de Junio, señalando la incidencia de ese factor sobre la destrucción de los microorganismos patógenos.

Cabe aclarar que la media geométrica de EC del líquido que ingresa al sistema de tratamiento es de $4 \cdot 10^7$ UFC /100ml, calculada en función de los datos experimentales. Una cifra típica en Latinoamérica de concentración de organismos indicadores, CF, en las aguas residuales crudas es 10^8 UFC/100 ml (Jordão, 2005) coincidente con el valor medio de los datos obtenidos en el líquido a tratar ($2,41 \cdot 10^8$ UFC/100ml) y próximo a la mediana de los mismos ($9,0 \cdot 10^7$ UFC/100ml).

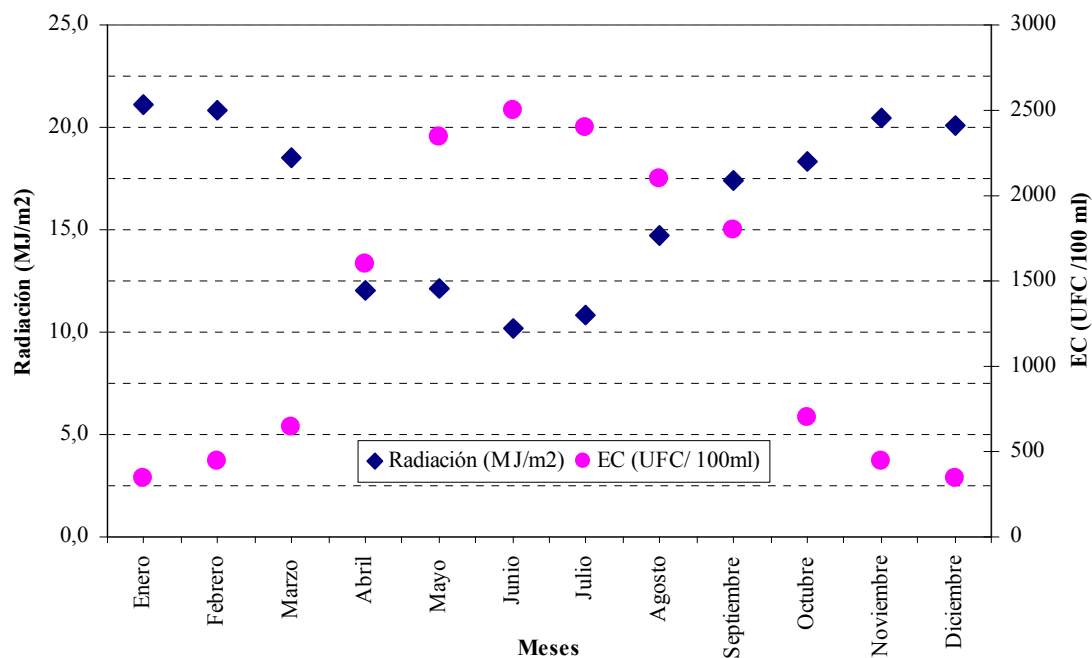


Figura 3: Variación de la concentración de EC (UFC/100ml) en el efluentes del sistema con la radiación. Año 2008

Los valores promedios, mediana, máximos y mínimos del caudal de ingreso a la planta de tratamiento de efluentes en el periodo enero 2005-Junio 2009 se observan en la tabla 2.

Este sistema de tratamiento de efluentes, diseñado para tratar un caudal de 444 l/s, fue puesto en funcionamiento en diciembre de 2003. El análisis de los datos obtenidos muestra que los valores promedio superan el caudal de diseño y además un incremento de todas las medidas de posición de esta variable, consecuencia del aumento del número de conexiones al sistema de recolección y transporte de efluentes (Aguas de Catamarca, 2009). El incremento del promedio del caudal tratado con respecto al de diseño fue de 12,6 % en el año 2005 llegando a 43,7% en lo que va del año 2009.

Año	Q prom. (l/s)	Q med (l/s)	Q máx (l/s)	Q mín. (l/s)
2005	500	542	756	253
2006	514	492	827	333
2007	555	593	714	372
2008	601	602	628	576
2009*	638	639	933	598

Tabla 2: Caudal de ingreso al sistema de lagunas de estabilización. Período 2005-2009

* Valores registrados en el período enero-junio 2009

La influencia del tiempo de retención hidráulico sobre la calidad bacteriológica del efluente del sistema en el período en estudio se muestra en la figura 4.

La disminución del tiempo de retención hidráulico, desde 27,7 días en el año 2005 a 19,3 días en el año 2009, consecuencia del aumento del caudal de ingreso, originó un incremento en los valores de la media geométrica anual de la concentración de bacterias de 500 UFC/100ml (año 2005) a 1400 UFC /100ml (año 2009). Los resultados obtenidos se corresponden con los encontrados por Yáñez (1982 y 1983) quien señala a dicho parámetro como el más importante en la eliminación de organismos patógenos del agua residual.

La remoción de EC, evaluada en función de la calidad bacteriológica del líquido crudo y del efluente del sistema, fue de 5 ciclos logarítmicos en los dos primeros años de estudio y de 4 ciclos logarítmicos en el período enero 2007 a junio 2009. Datos coincidentes con otras investigaciones que reportan remociones entre 2 a 6 ciclos logarítmicos de Coliformes Fecales en lagunas en serie, valores que dependen del tiempo de retención hidráulica, número de lagunas en serie y factores de diseño físico (Oakley, 2005).

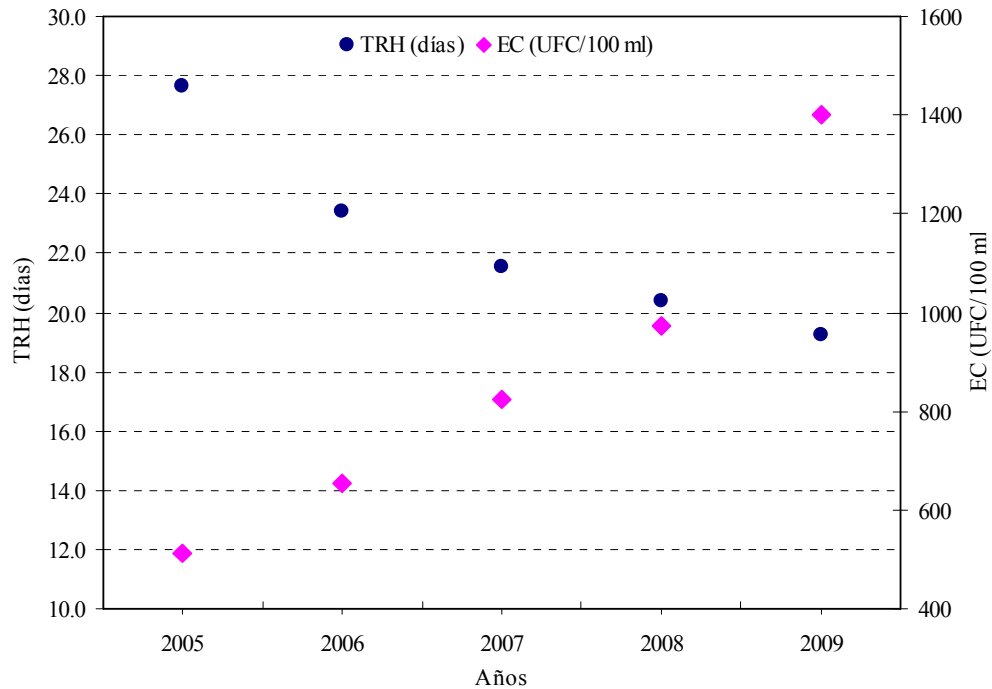


Figura 4: Variación de la concentración de EC (UFC/100ml) en el efluentes de lagunas de estabilización con el tiempo de retención hidráulico en el periodo 2005-2009.

Aún cuando el incremento de caudal es de alrededor de 50% respecto al de diseño, en los meses de mayor radiación (próxima a 20 MJ/m^2), el sistema logra una remoción bacteriana tal que la calidad del efluente se ajusta a las exigencias de la normativa vigente para el vuelco a cuerpos receptores. Esto no se logra en los restantes meses del año, de menor radiación donde cobra importancia el tiempo de retención hidráulico, lo que está indicando la necesidad de incrementar las dimensiones de la planta de tratamiento.

La figura 5 muestra los valores de pH medidos cada dos horas en el líquido efluente del sistema en estudio durante los días 17 y 18 de junio de 2008, en los que se registraron valores de radiación de $10,5 \text{ MJ/m}^2$ y 9 MJ/m^2 respectivamente. Durante este mes con una radiación promedio $10 \pm 2 \text{ MJ/m}^2$, la más baja del periodo de estudio, la concentración de EC (2500 UFC/100ml) fue la más elevada (figura 3).

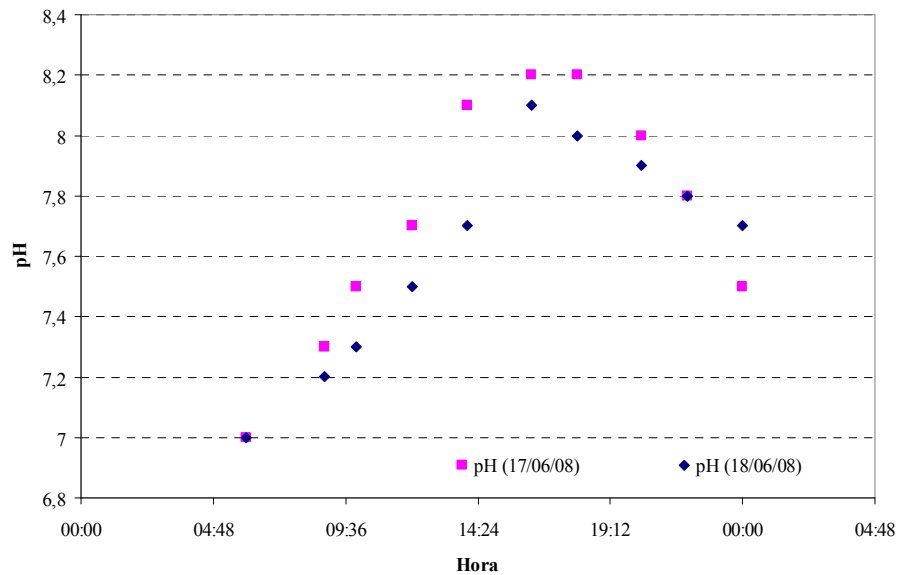


Figura 5. Variación horaria del pH en el efluente del sistema de lagunas de estabilización. Junio 2008.

La variación horaria de pH, con valores máximos entre las 14 hs y las 18 hs se produce por el incremento de la actividad fotosintética realizada por las algas que aumenta la velocidad de consumo de CO₂. Esto origina una disminución en la capacidad buffer del medio con el consiguiente aumento de pH, hasta 8,2 aproximadamente para el caso en estudio. Los valores de pH próximos a 7 durante las primeras horas del día y la declinación que se observa en horas de la tarde son debidos al exceso de CO₂ producido por la respiración bacteriana aerobia durante la noche y al cese de consumo de CO₂ por las algas respectivamente. (CNA, 1996).

Sobre muestras extraídas entre las 10 y 12 de la mañana, los valores máximos de esta variable ($8,9\pm 0,2$) se registraron en el mes de enero, los mínimos ($7,0\pm 0,1$) en el mes de junio, con valores promedios de $8,1\pm 0,2$, en el período de análisis. Si bien la calidad bacteriológica del efluente mejora en los meses donde se detecta valores máximos de pH y viceversa no se observa una correspondencia sistemática entre ambas variables en los restantes meses.

Teniendo en cuenta los valores de pH obtenidos en estas lagunas durante las horas de muestreo y lo reportado por Curtis (1992) - pH letal para coliformes superior a 9 - y Pearson (1989) – mayor mortalidad a pH mayores de 8,5 - se considera que no son lo suficientemente altos para acelerar la destrucción de estos microorganismos y conseguir una mayor remoción.

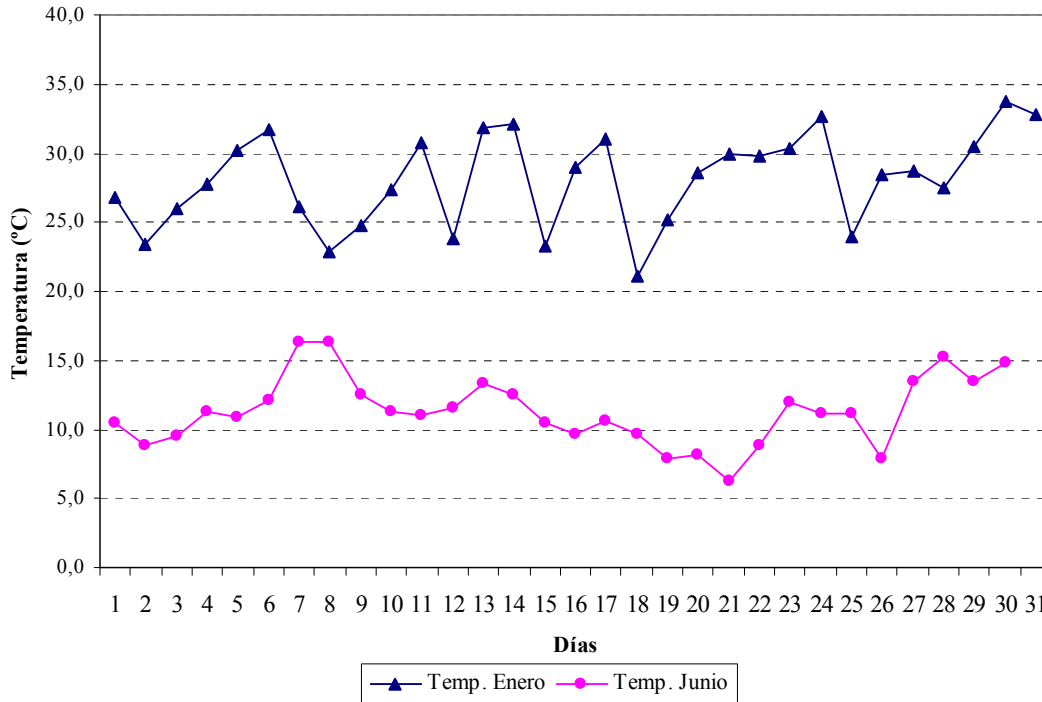


Figura 6. Temperatura medias diarias y mensuales del aire en los meses Enero y Junio año 2008.

En la figura 6 se muestra como caso representativo del período en estudio la variación de los valores medios diarios de la temperaturas del aire durante los meses de Enero y Junio del año 2008 -de mayor y menor radiación- en los que se registraron las temperaturas más altas y bajas respectivamente. Bajo estas condiciones climáticas, los registros de temperatura en el líquido a la salida del sistema varían entre 11,3 °C y 25,7°C con valores promedio y mediana de 19,3 °C y 20,3 °C respectivamente.

La concentración de OD en el sistema aumenta, a medida que se produce la degradación de la materia orgánica, desde cero en el efluente crudo hasta un valor promedio de 9,4 mg/l en el efluente del sistema. La figura 7 muestra las variaciones de los promedios mensuales de este parámetro -utilizado como indicador de una operación satisfactoria de las lagunas facultativas y de maduración - registrados durante el año 2008 en el efluente depurado. El valor máximo detectado, 13,7 mg/l corresponde al mes de enero y el mínimo de 5,6 mg/l al mes de Junio. Cabe aclarar que los valores obtenidos son de muestras extraídas entre las 10 y 12 de la mañana. Se considera que dicho horario de monitoreo podría ser una de las causas por la cual no se encontraron concentraciones de OD de sobresaturación que lleguen hasta 36 mg/l (Romero, 1998), valores obtenidos en estudios realizados con frecuencia horaria en otras lagunas.

El período donde se detectó la menor concentración de OD (Junio a Septiembre) se corresponde con los valores más bajos de radiación incidente y con un incremento en la concentración de bacterias patógenas, corroborando lo reportado por Curtis (1992) y Sarikaya y Saatci (1987) sobre la importancia del efecto de la intensidad de la luz solar en el decaimiento bacteriano, por los procesos involucrados en la fotosíntesis de las algas. Estos investigadores resaltan el efecto mayoritario de dichos factores sobre los mecanismos de remoción de bacterias.

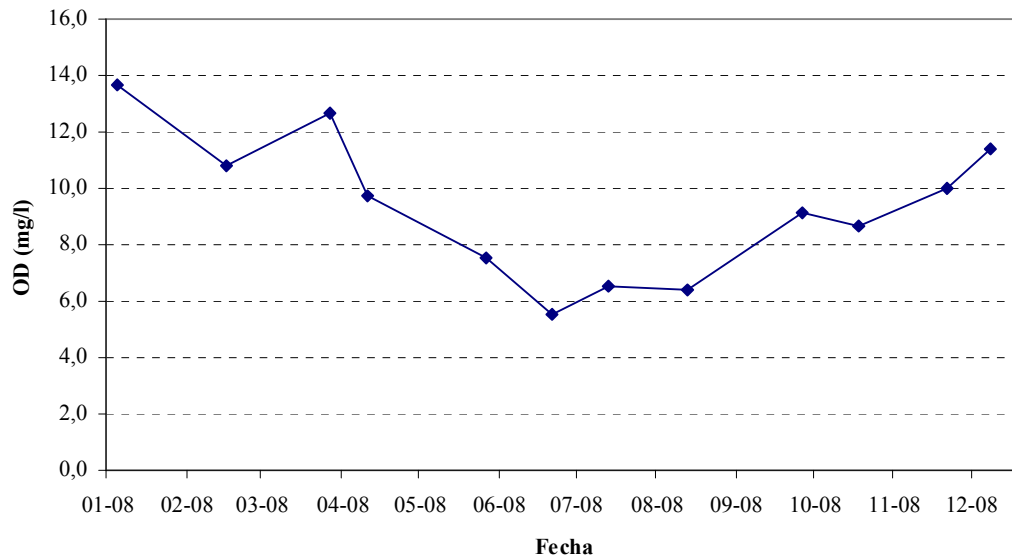


Figura 7. Concentración promedio mensual de OD a la salida del sistema de tratamiento

CONCLUSIONES

Las características constructivas del sistema modular de lagunas de estabilización de la Capital de Catamarca no se ajustan a un único criterio de diseño.

La disminución del tiempo de retención hidráulico, parámetro importante en la eliminación de organismos patógenos del agua residual, originó un incremento en los valores de la media geométrica anual de la concentración de bacterias en el efluente del sistema en estudio.

La calidad bacteriológica del efluente mejora en los meses donde se detecta valores máximos de pH y viceversa pero no se observa una correspondencia sistemática entre ambas variables.

La remoción de EC disminuyó de 5 ciclos logarítmicos a 4 ciclos logarítmicos como consecuencia del incremento del caudal de efluente tratado, obteniéndose actualmente un efluente cuya media geométrica anual de concentración de EC supera los límites de la normativa vigente para el vuelco a cuerpos receptores.

La menor concentración de OD se corresponde con los valores más bajos de radiación incidente y con un incremento en la concentración de bacterias patógenas. En los meses de mayor radiación, la concentración de EC en el efluente tratado se ajusta a la calidad recomendada para riego, evidenciando capacidad del sistema para amortiguar grandes variaciones de caudal.

Para las condiciones actuales de operación del sistema (caudal de operación superior al de diseño) y bajo la incidencia de los factores climáticos analizados se logra un efluente apto para su reuso con fines agrícolas solo durante algunos meses del año.

Es necesario aumentar la capacidad de tratamiento de la planta ejecutando la segunda etapa prevista en el proyecto original para satisfacer la demanda de la población y obtener un efluente cuya calidad se ajuste a las exigencias para riego durante todo el año. Esto permitirá atender los requerimientos productivos de la zona y reservar el escaso recurso hídrico disponible de mejor calidad para el abastecimiento de agua a la población.

NOMENCLATURA

CF: Coliformes Fecales

EC: Escherichia Coli

OD: Oxígeno disuelto

REFERENCIAS

- Agua de Catamarca S.A.P.E.M. (2005- 2009). Base de datos. Catamarca.
- Cárdenas C., Jaeger C., Villasmil H., Perruelo T., Yabroudi S., López F., Herrera L & Castejón O. (2005). Evaluación de las unidades que conforman la planta de tratamiento de aguas residuales Maracaibo Sur. Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia pp 1-3. Editorial Universidad del Zulia.
- C.N.A. (1996) "Diseño de Lagunas de Estabilización". Manual de diseño de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento.

- Comisión Nacional del Agua. México.
- Curtis T., Mara D. & Silva S. (1992). The Effect of Sunlight on Faecal Coliforms in Ponds: Implications for Research and Design. *Water Science Technology*; 26, 7-8, pp 1729-1738
- Egocheaga, L. y Moscoso, J. (2004). Una Estrategia para la Gestión de las Aguas Residuales Domésticas, CEPIS Ley N° 4963/98 Ley N° 4963/98: Marco Regulatorio de Agua Potable y Desagües Cloacales de la Provincia de Catamarca.
- Jordão E (2005). Tratamento de Esgotos domésticos, 4° edição, pp 676-683. Editoração Eletrônica SEGRAC. Rio de Janeiro.
- Foster, S & R. Hirata. (1991). Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. CEPIS Programa Regional de Prevención y Control de Aguas Subterráneas. 2° edición revisada, pp 43 – 48. OPS, Lima.
- González F (1978). Descripción Geológica de la Hoja 14f, San Fernando del Valle de Catamarca. Servicio Geológico Nacional. Boletín N° 160, pp. 9-10. Buenos Aires.
- Mara D., Alabaster G., Pearson H., & Mills S. (1992) Waste Stabilization Ponds: A Design Manual for Eastern Africa. Lagoon Technology International. 1° Edición, pp. 34-36. Universidad de Leeds, England.
- Mendonça, S. (1999). Lagunas de Estabilización. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. pp 1-11. Santa Fe de Bogotá, Colombia.
- Oakley S. M. (2005). Lagunas de Estabilización en Honduras. Manual de Diseño, Construcción, Operación y Mantenimiento, Monitoreo y Sostenibilidad. Red Regional de Agua y Saneamiento de Centro América (RRAS-CA), Tegucigalpa, Honduras, 27, 31.
- OMS (1989). Directrices Sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura. Serie de Informes Técnicos de la OMS N° 778, Ginebra.
- Pearson, H (1989). Physic-Chemical Parameters Influencing Fecal Bacterial Survival in Waste Stabilization Ponds. *Water Science Technology* 19,12, 145-152
- Pellegrinet. (2003). Saneamiento de la Ciudad de San Fernando del Valle de Catamarca. Plano Conforme a Obra.
- Polprasert, Ch. y Bhattarai, K. (1985). Dispersion model for waste stabilization ponds. *Journal of the Environmental Engineering Division, A.S.C.E.*, 111 (NI) 12.
- Romero, R (1998). Acuitratamiento por Lagunas de Estabilización. 3° Edición., pp 121-125. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. Colombia
- Rojas, R., León, G. (1990). Lagunas Facultativas en Serie y en Paralelo. Criterios de Dimensionamiento. CEPIS/OPS/OMS. pp 3-2; 7-9. Lima, Perú.
- Sarikaya, H. & M. Saatci ((1987). Bacterial Die-Off in Waste Stabilization Ponds. In *J. Env. Eng. Div., ASCE*, Vol. 113 N°2, pp. 366 – 382.

ABSTRACT: Waste stabilization ponds are reactors used for sewage treatment. Sewage is stored during variable periods according to the organic and surface load applied and climatic conditions. Solar radiation, dissolved oxygen and pH in the ponds affect the removal rates of *Escherichia coli*. This work evaluates the influence of incident radiation, dissolved oxygen, temperature, pH and hydraulic retention time on the removal of *Escherichia coli* in waste stabilization ponds in the city of Catamarca. In order to test the quality of the effluents, compensated samples were extracted in the discharge point to Santa Cruz River. Parameters were analyzed applying standardized methods. Bacteriological quality is appropriate for agricultural re-use only during months when there are climatic and physicochemical factors are favorable for pathogen removal.

Keywords: waste stabilization ponds, environmental factors, removal of *Escherichia coli*