

- 5) El flujo máximo de OD desde el seno del agua, 2 g/m²/d, es poco significativo comparado con los niveles de oxidación alcanzados en el sistema. Se deduce que el flujo significativo de oxigenación se ha realizado a través de la membrana.

CRÉDITOS

Este artículo forma parte del Proyecto Técnico "Biopelículas Autoaireadas para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas" desarrollado por D^a Marta Martín, alumna de 5º curso de la E.T.S. de Ingenieros de Caminos de La Coruña. Ha sido subvencionado parcialmente por la CICYT (Ref. HID98-0286).

BIBLIOGRAFÍA

- ATV (1989) Principles for the dimensioning of biological filters and biological contactors with connection values over 500 population equivalents. Standard A 135.
- Çecen F., Gönenc I. (1993). Nitrogen removal characteristics of nitrification and denitrification filters. *2nd IAWQ Int. Specialized Conference on Biofilm Reactors*. 29 - 30 Septiembre. Paris. 503 - 510.
- Eguía E. (1991). Desarrollo de la biopelícula en medio soporte permeable. Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria. España.
- Jácome A. (1999). Modelación Cinética de Oxidación de Materia Orgánica y Nitrificación Simultáneas en Biopelículas Autoaireadas. Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria. España.
- McCarty P. L. (1975). Stoichiometry of biological reactions. *Progress in Water Technology*, 7 (1): 157-172.
- Namkung E., Stratton R.G., Rittmann B.E. (1983). Predicting removal of trace organic compounds by biofilms. *J. WPCF*, 55(11): 1366 - 1372.
- Osa J.J., Eguía E., Vidart T., Jácome A., Lorda I., Amieva J.J., Tejero I. (1997). Wastewater treatment with biofilm membrane reactors. *Int. Conf. "Advanced Wastewater Treat. Process"*, Leeds. Sept. Pp. 1-11.
- Pano A., Middlebrooks E.J. (1983) Kinetics of carbon and ammonia nitrogen removal in RBCs. *J. WPCF*, 55 (7): 956 - 965.
- Tchobanoglous G., Burton F.L. (1995). "Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización". Manual de Metcalf & Eddy, Inc., 3ª Edición, traducida al español. Edit.: McGraw-Hill/Interamericana de España. Madrid. Págs. 1485.
- Timberlake D.L., Strand S.E., Williamson K.J. (1988). Combined aerobic heterotrophic oxidation, nitrification and denitrification in a permeable-support biofilm. *Wat. Res.*, 22(12): 1513 - 1517.
- Vidart T. (1992). Biopelícula en Medio Soporte Permeable con Aportación de aire. Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria. Santander.
- Watanabe Y., Masuda S., Ishiguro M. (1992). Simultaneous nitrification and denitrification in micro-aerobic biofilms. *Wat. Sci. Tech.* 26(3-4): 511-522.

EFFECTOS DE LOS SUCESOS DE LLUVIA SOBRE EL ESTADO ESTACIONARIO DE UN PROCESO MODIFICADO DE AIREACIÓN PROLONGADA: EVALUACIÓN Y SIMULACIÓN.

Llenderozas J., Suárez J., Jácome A.

Tel.: 34 981 16.70.00 Fax: 34 981.16.71.70

E-mail: llande@teleline.es, suarez@iccp.udc.es, jacome@iccp.udc.es
E. T. S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Campus de Elviña.
15071 La Coruña. ESPAÑA

INTRODUCCIÓN

Como sabemos, la Directiva 91/271/CEE fija los niveles de tratamiento que deben aplicarse a las aglomeraciones de menos de 2000 habitantes equivalentes, mientras que para los núcleos aislados el nivel de tratamiento debe ajustarse a la calidad deseada del medio receptor.

En Galicia, la depuración de aguas residuales urbanas presentaba en 1993 el siguiente aspecto: en A Coruña existían 13 municipios con plantas de tratamiento dando servicio a 446.100 habitantes (el 40,55% de la población). En Pontevedra existían 9 plantas correspondientes a 369.800 habitantes (el 41,55%). En Lugo se contaba con 3 estaciones depuradoras para 113.300 habitantes (el 29,81 %) y en Ourense solamente se sometían a tratamiento los vertidos de la capital (29,14% de la población provincial). Visto esto habrá que realizar grandes esfuerzos para que en el 2005 la mayor parte de la población gallega de comunidades de menos de 2000 habitantes tenga depuradas sus aguas residuales, cumpliendo el calendario impuesto por la Unión Europea.

En Galicia el número de poblaciones con menos de 2000 h-e es muy elevado. Son poblaciones dispersas, muchas de las cuales vierten sus aguas residuales a zonas sensibles. Por lo tanto, los sistemas de depuración deben eliminar no solo la demanda carbonosa de oxígeno sino también la nitrogenada, cuando no el fósforo o el nitrógeno total.

Muchas poblaciones medianas y pequeñas en Galicia utilizan aireación prolongada o similares (canales de oxidación) como sistemas de depuración de sus aguas residuales (Suarez, et al, 1998).

Estos sistemas se suelen ver afectados en su funcionamiento debido a la variabilidad de las cargas, sobre todo en el caso de pequeñas poblaciones, y también por los efectos transitorios de los sucesos de lluvia que producen un lavado de biomasa.

Una técnica para mejorar la respuesta de estos sistemas ante estos impactos consiste en combinarlos con sistemas de película fija o biopelícula (Suzuki, et al, 1999).

La presente comunicación tiene por objetivo el estudio del proceso combinado de biomasa en suspensión y biopelícula en la depuración de aguas

residuales aplicadas a pequeña depuración, intentando dar solución al problema existente en la explotación de las estaciones depuradoras de pequeñas comunidades ante sucesos de lluvia.

METODOLOGÍA

Para llevar a cabo este estudio se ha construido una planta piloto de aireación prolongada y se ha utilizado como soporte de biopelícula, esponjas. Se ha trabajado en todo momento con agua residual urbana. El procedimiento seguido en el estudio está indicado en el esquema de la figura 1.

1. La planta piloto.

La planta piloto está constituida por un decantador primario, un reactor biológico y un decantador secundario. Evidentemente, al trabajar el reactor como aireación prolongada el decantador primario no entra en funcionamiento. Es una planta modulable, tanto dimensionalmente como en procesos de depuración. En la figura 2 se puede observar un esquema de la planta piloto.

Para la caracterización de la planta piloto se realizaron ensayos de flujo y de oxigenación. La constante cinética de oxigenación, K_{LA} , fue de 76 d^{-1} , y el flujo de mezcla completa.

El reactor biológico tiene base rectangular con un volumen máximo de 50 litros y su solera está dividida longitudinalmente en dos tolvas con una pendiente de 45° , en las que se sitúan ocho difusores. El caudal de aire es aportado por dos compresores de pecera, siendo capaces de oxigenar y agitar la biomasa del reactor. Además se han dispuesto dos tomas a media altura para recogida de muestras del agua del reactor. El vaciado se hace por el fondo de las tolvas.

Los decantadores son circulares con un volumen de 13.6 litros y una superficie de 314 cm^2 y con una solera en tolva a 45° . La recirculación se realiza desde el decantador secundario utilizando una bomba air-lift.

La planta se trabajó con la mitad del volumen útil del reactor (22 litros) y con un caudal de 15.27 ml/min , siendo la condición límite en el diseño el TRH (24h).

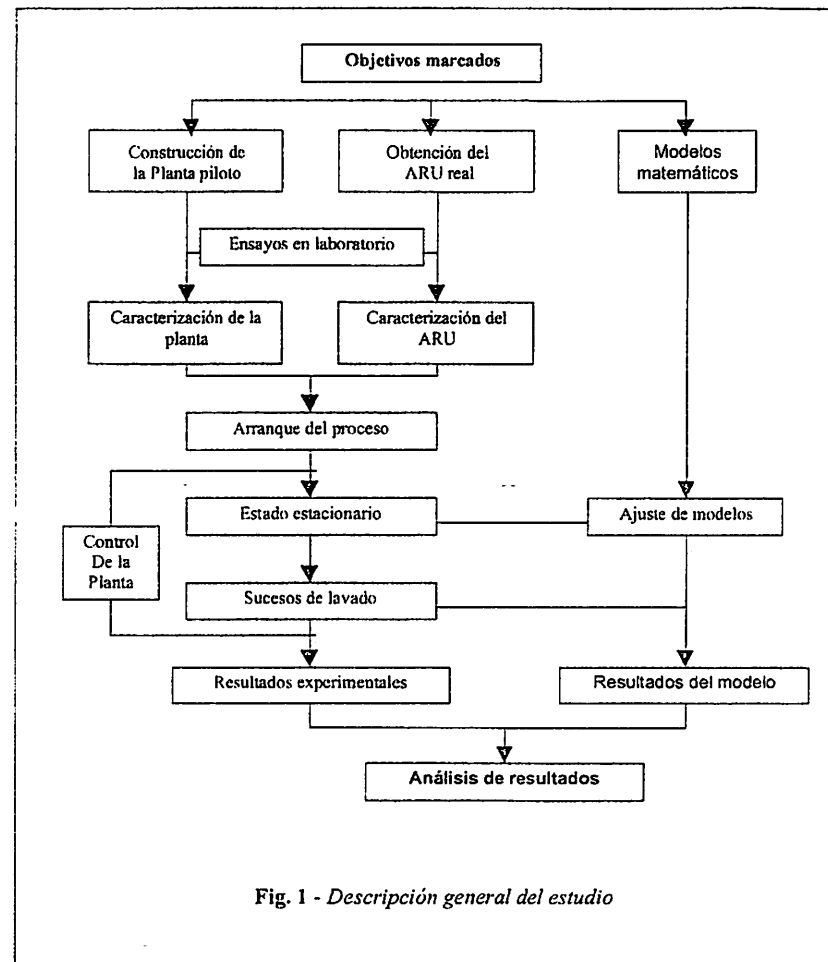


Fig. 1 - Descripción general del estudio

2. El agua residual urbana (ARU)

Se caracterizó el agua residual mediante los ensayos típicos de DBO_5 , DQO , sólidos, fósforo, amonio, nitratos, pH, temperatura... parámetros que se han tenido en cuenta en el diseño de la planta piloto y que se muestran en la tabla 1.

De los datos de la tabla 1 podemos concluir que es un ARU de concentración media (Metcalf-Eddy, 1985). Los nutrientes se encuentran en una relación $\text{DBO}_5 / \text{N} / \text{P} : 100 / 5.3 / 3$, que es aceptable para que no se agote la capacidad de biodegradar materia orgánica en el reactor según criterios de

substrato limitante.

Se han determinado las constantes cinéticas de demanda de oxígeno carbonosa y nitrogenada, obteniéndose a 20°C: $K_c=0.386 \text{ d}^{-1}$ y $K_N=0.11 \text{ d}^{-1}$

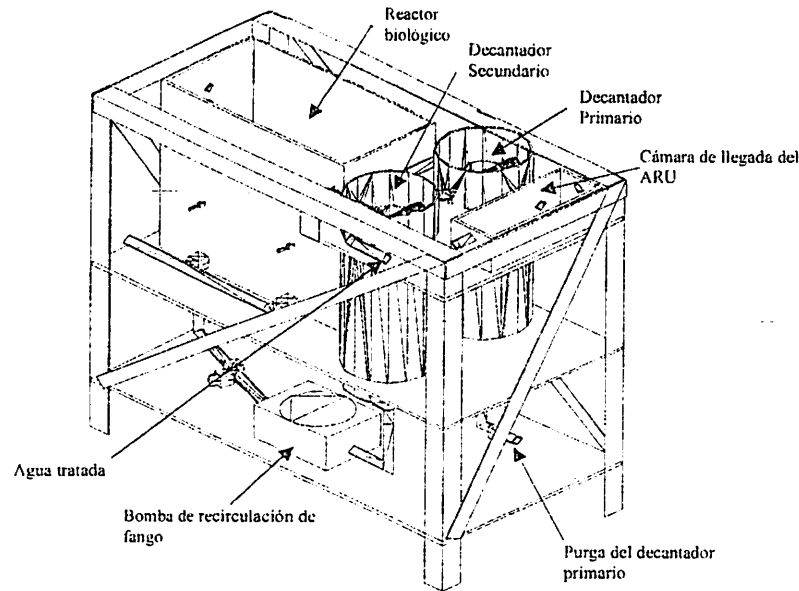


Figura 2.- Planta Piloto

Tabla 1.- Composición media del agua residual

pH	Temperatura °C	Conductividad $\Omega\text{S/cm}$	Alcalinidad mg C, CO ₂ /L		DBO ₅ mg/L		DQO mg/L	
			TA	TAC	Total	Disuelta	Total	Disuelta
7.8	20.6	550	0	150	165	93	222	137

Amonio mg N-NH ₄ /L	Fósforo total mg P-PO ₄ /L		Fósforo reactivo mg P-PO ₄ /L		Fósforo hidrolizable mg P-PO ₄ /L	
	Total	Disuelto	Total	Disuelto	Total	Disuelto
8.7	5.24	3.5	2.2	1.5	3	2

Sólidos totales mg/L			Sólidos disueltos mg/L			Sólidos en suspensión mg/L			Sólidos sedimentables ml/L
ST	STF	STV	SD	SDF	SDV	SS	SSF	SSV	
550	360	175	470	320	130	82	64	45	0.58

Como sabemos, uno de los problemas de las pequeñas comunidades es la continua variación de caudales y de concentraciones de los distintos contaminantes. En la figura 3 se puede comprobar la variación de la DBO₅ en el agua residual problema.

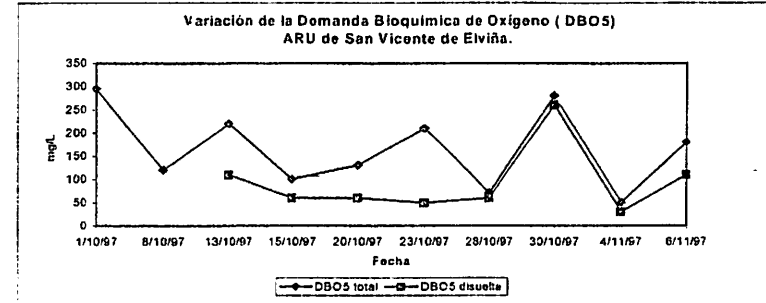


Figura 3.- Variación de la DBO₅ del ARU

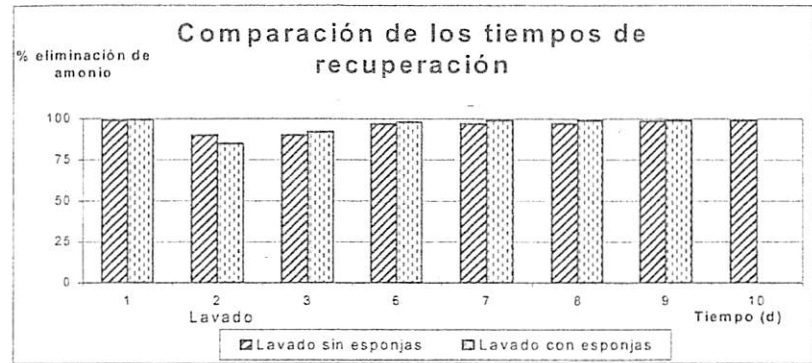
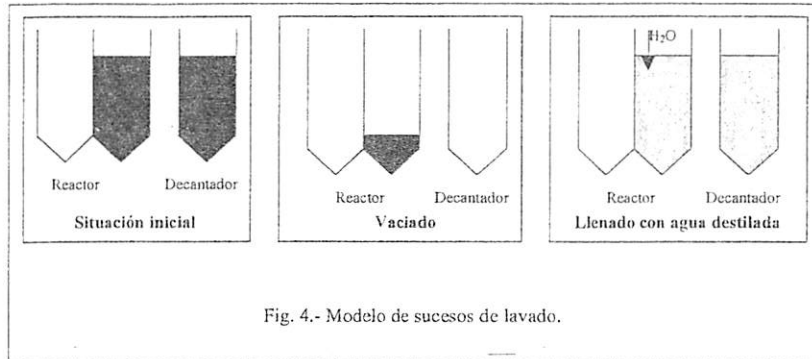
3. El plan experimental

Caracterizada el ARU y construida la planta piloto, se realizaron dos ensayos claramente diferenciados, por un lado se estudió el arranque y estabilización del proceso de depuración y posteriormente la respuesta de éste ante dos sucesos de lavado: el primero basado en una dilución 1:5 del reactor y, el otro, con la misma dilución pero usando esponjas como medio soporte de una parte de la biomasa en el reactor.

La carga máxica en el arranque fue de 0.3 Kg DBO₅ / d Kg MLSS, llegando al estado estacionario, en cuanto a depuración se refiere, en nueve días, consiguiendo un efluente con una DQO total inferior a 20 mg/L y con una concentración de amonio inferior a 1 mg N-NH₄/L.

Los dos ensayos de lavado (Fig. 4) se realizaron de la siguiente forma: se vacía el decantador secundario y se deja en el reactor una quinta parte del volumen de éste, luego se llena de nuevo con agua destilada (lluvia limpia) desde el reactor.

Después del primer lavado, el proceso recuperó el estacionario en nueve días, consiguiendo los mismos niveles de depuración que en el arranque. En el segundo lavado, con biopelícula y biomasa en suspensión, se consiguió la recuperación en cinco días.



4. Modelización de la planta piloto.

Posteriormente, se modeló la planta piloto con ayuda del programa AQUASIM (Reichert, 1994) (Fig. 6).

Se implantó en el programa el modelo N° 2 de fangos activos de la IAWPRC (Henze, 1986). Los procesos de transformación que se consideraron fueron: crecimiento feterótrofo y nitrificación, respiración endógena heterótrofa y autótrofa e hidrólisis.

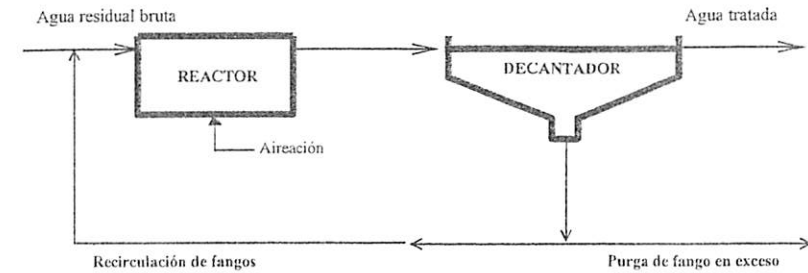


Figura 6.- Esquema del modelo AQUASIM

RESULTADOS Y DISCUSION

A continuación se mostrarán gráficas que comparan los valores de SSVLM del modelo y los obtenidos en los ensayos del laboratorio.

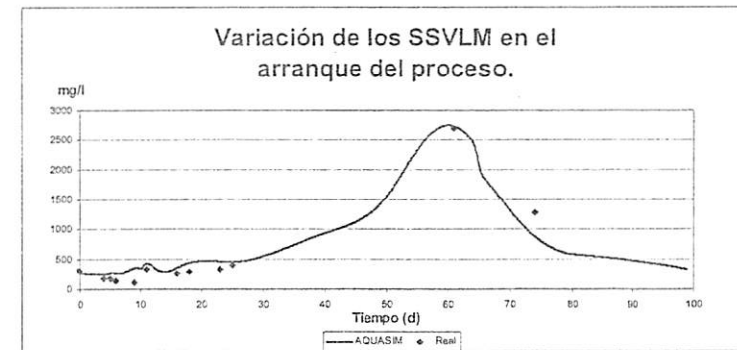


Figura 7.- SSVLM en el reactor en el arranque del proceso

En el arranque del proceso, el modelo ajusta con buena aproximación la acumulación de biomasa (crecimiento neto) en el reactor.

En el lavado sin soporte de biomasa, como se puede comprobar, la recuperación de los sólidos en suspensión en licor mezcla es más rápida en la realidad que con el modelo de AQUASIM, no obstante, la tendencia real es seguida por el modelo que requiere un ajuste de parámetros.

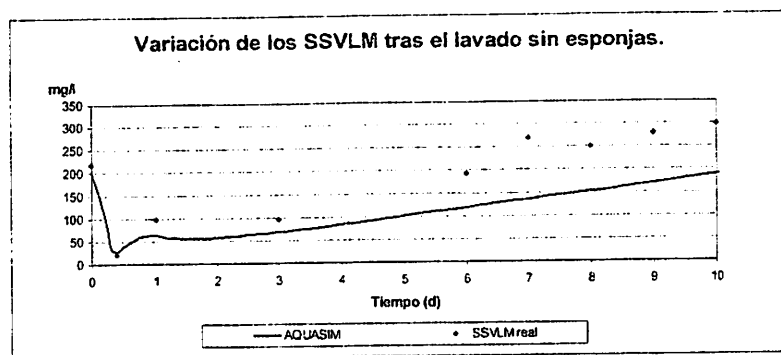


Figura 8.- SSVLM en el reactor tras lavado sin esponjas

En el estudio se observó que la planta se estabiliza a los nueve días de su puesta en marcha. Esta estabilización atañe a todos los parámetros medidos excepto a la concentración de sólidos en suspensión volátiles en el licor mezcla. Este hecho se debió a problemas en la recirculación de fangos que se solucionaron en un corto período de tiempo. La concentración de SSVLM era muy pequeña, del orden de 150 a 200 mg/L, y aún así, la eliminación de materia orgánica y la oxidación de amonio fueron óptimas y con rendimientos muy elevados, de un 99% y 98%, respectivamente.

La nitrificación no se produce sólo en el reactor, sino que una pequeña fracción de la misma se produce en el decantador secundario, esto es debido a que existe suficiente oxígeno en el decantador como para que se lleve a cabo.

Se ha observado que los fangos decantan bien al principio pero al cabo de dos horas se resuspensionan, este hecho es de esperar, ya que el fango de aireación prolongada es poco pesado y con el paso del tiempo se adhiere a burbujas de gas y flota.

En cuanto al lavado del reactor, debido a un aumento de carga hidráulica, se comprueba que, efectivamente, se produce un empeoramiento de la calidad del efluente durante un período relativamente pequeño y para un caudal ocho veces mayor que el caudal medio de trabajo y durante cuatro horas. Si en vez de tener los 300 o 500 mg/l de SSVLM hubiese 3000 mg/l o más, como especifican los parámetros de diseño, el efecto de la lluvia sería todavía menor al ser la concentración de biomasa después de la dilución superior a la que se obtuvo en el lavado de laboratorio; evidentemente la calidad del agua tratada empeoraría pero no de igual forma.

CONCLUSIONES

La solución que se eligió en este estudio para reducir la perturbación que se produce en la calidad del agua tratada tras un suceso de lavado, biomasa

fijada a un soporte (en este caso a una esponja) de forma que hubiese siembra suficiente en el reactor para una rápida recuperación del mismo, es válida, pues reduce el tiempo de recuperación. A pesar de esto, tanto en los dos lavados con y sin esponjas, la variación de la calidad no es tan exagerada.

La utilización de esponjas en las que se fije biomasa, impidiendo así que se escape del reactor, es una solución más apta para fangos activos que para aireación prolongada, dado que, en fangos activos, el TRH suele ser de 4h y con una lluvia como la del ensayo, el reactor quedaría prácticamente sin biomasa. Esto ocurriría así suponiendo que toda el ARU pasa al reactor biológico, lo cual no es cierto, ya que, en la casi totalidad de las EDARs suele existir un bypass que impide el paso de un caudal excesivo al reactor desviándola directamente al medio receptor o haciéndola pasar únicamente por un pretratamiento y a veces por un primario. En el proceso tradicional de fangos activos no se introduciría una punta superior a 2.5 Q en el biológico.

Un estudio interesante en fangos activos, sería el determinar que caudal máximo podría entrar en el reactor biológico durante una lluvia de forma que la capacidad de respuesta del reactor no empeorase y que se mantuviese la calidad del efluente entre los límites establecidos por las normativas. En principio, al utilizar las esponjas podría entrar alguna lluvia al tratamiento secundario evitando el by-pass, reduciéndose así el impacto sobre el medio receptor.

Desde el punto de vista económico, sería una solución barata.

Antes de la implantación de esta solución debería hacerse un estudio sobre los distintos materiales de las esponjas: forma geométrica, dimensiones de los poros, etc. Habría que tener siempre en cuenta que el soporte debe estar en suspensión en el seno del líquido para conseguir mezcla completa.

Se concluye que la adición de un medio soporte al reactor biológico es ventajoso para la recuperación del proceso de depuración tras un suceso de lavado (lluvia) y que los modelos matemáticos utilizados son válidos para simular el comportamiento del proceso de depuración en estado transitorio.

CRÉDITOS

Este artículo es un informe-resumen del Proyecto Técnico de Investigación "Aireación prolongada como proceso de depuración de pequeñas comunidades. Construcción de planta piloto y simulación de proceso" realizado por José Llanderroz as como alumno de 5º curso de la E.T.S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de A Coruña. La investigación fue subvencionada parcialmente por la CICYT (Ref.: HID98-0286).

BIBLIOGRAFÍA

HENZE, M., GRADY, C.P.L., GUJER, W., MARAIS, G.v.R., MATSUO, T.; (1986); "Activated Sludge Model No 1", IAWPRC Task Group on Mathematical Modelling for Design and Operation of Biological

Wastewater Treatment, Scientific and Technical Report No 1, IAWPRC , London.

METCALF-EDDY; (1985); "Ingeniería sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales"; Editorial Labor; Barcelona; ISBN 84-335-6421-8.

REICHERT, P.; (1994); "AQUASIM: Computer Program for the Identification and Simulation of Aquatic Systems"; Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG). Dübendorf; Switzerland.

SUÁREZ, J., JÁCOME, A., GARCÍA, M^a C., LLANDERROZAS, J.; (1998); "5º Informe: Asesoramiento Técnico y Científico para la Redacción de Proyectos", Convenio: Estudio de depuración de bajo coste de aguas residuales para pequeños núcleos de la provincia de A Coruña.; Diputación de A Coruña / Universidad de A Coruña / Universidad de Santiago de Compostela; pg 142.

SUZUKI, Y., TAKAHASHI, M., HAESSLEIN, M., SEYFRIED, C.F.; (1999); "Development of Simulation Model for a Combined Activated-Sludge and Biofilm Process to Remove Nitrogen and Phosphorus"; Water Environment Research; Vol. 71, Num. 4, pag. 388-397.

ESTUDIO EN MODELO REDUCIDO DE LOS TANQUES DE FLOCULACIÓN DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS DEL COMPLEJO MINERO-ELÉCTRICO DE "AS PONTES-ENDESA"

Suárez, J.; Jácome, A.; R. Justo, E.; Bonillo, J.J.; Vázquez, F.; Puertas, J.

INTRODUCCIÓN

El trabajo que se presenta a continuación tenía por objeto estudiar la problemática de acumulación de sedimentos y de existencia de flujos preferenciales en los tanques de floculación de la Planta de Tratamiento de Efluentes Líquidos (TEL) que la empresa ENDESA posee en la localidad de As Pontes, Galicia. Además de su tamaño, una de las mayores de Europa con tratamiento físico-químico, la principal característica de la planta es la variación de caudal que debe tratar, comprendido entre 0.5 y 30 m³/s, que además lleva asociada variaciones importantes de cargas de contaminación, lo cual condiciona la explotación de la planta tanto en su funcionamiento hidráulico como en los rendimientos de depuración.

En el presente trabajo se van a mostrar los estudios realizados en la etapa de floculación con el fin de mejorar su funcionamiento. Esta etapa está compuesta por cuatro tanques o cubas con cuatro agitadores de velocidad variable cada uno. Cada tanque está compuesto por dos cámaras rectangulares separadas por un muro; la comunicación entre ambas se realiza por la parte inferior ya que el muro es calado a lo largo de todo lo ancho del tanque, sólo hay algunas columnas de soporte interceptando el paso de una cámara a otra. Cada cámara tiene dos agitadores, cada uno con una zona de influencia cuadrada.

La problemática detectada en los tanques de floculación se puede concretar en dos aspectos: acumulación excesiva de sedimentos en las cámaras y existencia de flujos preferenciales consecuencia de una mala entrada de los caudales a tratar a las primeras cámaras.

La problemática de acumulación de sedimentos en la cámara de floculación va asociada a tres fenómenos: características de los sólidos en suspensión, variaciones del caudal de tratamiento y mala distribución de flujos en las cámaras. Un valor medio representativo de sólidos en suspensión del agua que entra en la planta es 1000 mg/L. Si comparamos este valor con los habituales de aguas residuales urbanas se ve que es un valor medio relativamente alto. El tipo de sólidos, casi en su totalidad inorgánicos, determina que sea relativamente fácil su sedimentación. Si a esta propiedad se le añade la completa línea de tratamiento físico-químico, al final se produce una suspensión con velocidades de sedimentación muy elevadas. La acumulación de sedimentos en los diferentes canales y tanques de la planta de tratamiento sólo