



FACULTA DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

TESINA PRESENTADA PARA OBTENER EL TÍTULO DE GRADO ACADÉMICO DE INGENIERO EN RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE

**EVALUACIÓN DEL FUNCIONAMIENTO DE LA PLANTA DE TRATAMIENTO DE
EFLUENTES DOMICILIARIOS DE LA LOCALIDAD DE TOAY, LA PAMPA,
ARGENTINA.**

JESÚS EMMANUEL LEIZICA

SANTA ROSA (LA PAMPA)

ARGENTINA

2014

Prefacio

"Esta Tesina es presentada como parte de los requisitos para optar por el grado Académico de Ingeniero en Recursos Naturales y Medio Ambiente, de la Universidad Nacional de La Pampa y no ha sido presentada previamente para la obtención de otro título en esta Universidad ni en otra Institución Académica. Se llevó a cabo en el Departamento de Recursos Naturales, durante el periodo comprendido entre el 26 de mayo de 2013 y el 1 de Agosto de 2014, bajo la dirección del Mg. Miguel Ángel MUÑOZ y la codirección de la Ing. María de los Ángeles IRRIBARRA.

Agradecimientos

Este trabajo no se habría podido realizar sin la colaboración de varias personas que me han brindado su ayuda, su conocimiento y su apoyo. Quiero agradecer al Mg. Miguel Ángel MUÑOZ y a la Ing. María de los Ángeles IRRIBARRA, Director y Codirectora de la presente tesina, por haberme ayudado, apoyado y guiado en todo momento; a la facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la Universidad Nacional de La Pampa por su formación académica; a la Ing. María Elisa FRANK BUSS por su desinteresada colaboración en las tareas de campo y por sus críticas constructivas durante el desarrollo de esta investigación; a la Arq. Marta Gabriela PÉREZ de la Secretaría de Gobierno y Planificación de la Municipalidad de Toay, y al Administrador Provincial del Agua Ing. Miguel Ángel DÍAZ, por permitirme realizar los trabajos a campo y acceder a los resultados de los análisis fisicoquímicos y bacteriológicos de los efluentes de la planta de tratamiento.

También agradezco al Lic. Omar David DEL PONTI y al Mg. Jorge Luis MARANI por brindarme materiales necesarios para realizar las mediciones a campo y a los miembros del Jurado de esta tesina por sus valorables sugerencias que contribuyeron al mejoramiento y ordenamiento del presente trabajo. Por ultimo quiero agradecer a mi familia y amigos por su incondicional apoyo y colaboración.

1 de Agosto de 2014

DEPARTAMENTO DE RECURSOS NATURALES
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PAMPA

Resumen

La falta de tratamiento y la disposición inadecuada de las aguas residuales urbanas constituyen un daño para el medioambiente, además de una fuente de riesgo para la salud pública. Ante la necesidad de depurar este tipo de agua, las plantas de tratamiento son una excelente opción y han tenido un gran auge en estos últimos años.

El objetivo principal de esta tesina fue evaluar el desempeño del funcionamiento de la planta de tratamiento de efluentes cloacales de la localidad de Toay, La Pampa, durante un periodo de 5 años (marzo de 2006 a abril de 2011), anterior a la realización de una serie de obras de adecuación en el lugar. La metodología empleada consistió en el análisis de los valores medios de los indicadores fisicoquímicos y bacteriológicos específicos y su comparación con el ítem A del Anexo del Decreto Provincial 2793/06. Los resultados demostraron que esta normativa fue transgredida. Mediante la evolución de los indicadores de calidad se determinó que la laguna de tratamiento secundario N° 3 presentó graves inconvenientes en la depuración del agua.

También se analizó el periodo posterior a las obras de adecuación, donde se obtuvieron indicios de que la planta de tratamiento sigue funcionando deficientemente. La calidad del efluente final no cumple con los valores máximos exigidos por el ítem B del Anexo del Decreto Provincial 2793/06, la Organización Mundial de la Salud (OMS) y otros lineamientos alternativos propuestos, para riego. Se puede concluir que se requiere la mejora del sistema de tratamiento con urgencia, porque la utilización del agua residual sin un adecuado tratamiento genera riesgos sobre la salud pública y el ambiente.

Abstract

Untreated urban wastewater and their inadequate disposal are an environmental damage as well as a source of risk to public health. Treatment plants are an excellent choice to debug this kind of water which has increased in recent years.

The main objective of this graduate thesis was to evaluate the performance of the treatment plant in Toay, la Pampa, from March 2006 to April 2011, previous period before the implementation of improvement works in that place. The analysis of the values of specific physicochemical and bacteriological indicators and their comparison with item A of Annex of the Provincial Decree 2793/06 showed that the provincial legislation was transgressed. The study of the evolution of the quality indicators determined that secondary treatment lagoon N°3 presented serious problems in water purification.

During the later period of the improvement works' evidences was obtained that the treatment plant continues operating deficiently. The final effluent quality doesn't compliment the maximum values required by item B of Annex of the Provincial Decree 2793/06, the World Health Organization (WHO) and other alternative guidelines, to water with treated urban wastewater. The use of this wastewater without proper treatment produces risks on the public health and the environment what demands urgently the improvement of the treatment system.

Índice

1.- Introducción.....	1
2.- Objetivos.....	3
2.1.- Objetivo principal.....	3
2.2.- Objetivos secundario.....	3
3.- Marco teórico.....	4
3.1.- Calidad de las aguas residuales urbanas.....	4
3.1.1.- Materia orgánica.....	4
3.1.2.- Nutrientes.....	6
3.1.3.- Microorganismos patógenos.....	7
3.1.4.- Químicos emergentes.....	9
3.2.- Caudales de las aguas residuales urbanas.....	10
3.3.- Tratamientos de las aguas residuales urbanas.....	10
3.3.1.- Etapas del tratamiento convencional.....	11
3.3.2.- Tratamiento biológico.....	12
3.3.3.- Tratamiento mediante sistema lagunar.....	14
3.3.4.- Condiciones de operación de las lagunas facultativas.....	16
3.3.4.1.- Temperatura.....	16
3.3.4.2.- Mezcla.....	17
3.3.4.3.- Tiempo de retención hidráulica.....	17
3.3.4.4.- Profundidad.....	18
3.3.4.5.- pH.....	18
3.3.4.6.- Carga orgánica superficial.....	19
3.4.- Reutilización.....	19
4.- Marco normativo y criterios de calidad.....	20
5.- Área de estudio.....	23
5.1.- Clima.....	23
5.2.- Geomorfología e hidrogeología.....	25
5.3.- Caracterización de la planta.....	25
6.- Materiales y métodos.....	31
6.1.-Medición de caudales.....	31
6.2.- Batimetría.....	32

6.3.-Parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos.....	33
6.3.1.- Degradabilidad del agua residual urbana.....	35
6.3.2.- Eficiencia en la remoción de DBO ₅ y de bacterias totales y fecales.....	35
6.4.- Comparación de los valores de los parámetros del ARU tratada con las normativas vigentes.....	35
6.5.- Parámetros hidráulicos de las lagunas facultativas.....	35
6.5.1.- Carga orgánica superficial.....	36
6.5.2.- Tiempo de retención hidráulica.....	37
7.- Resultados y discusión.....	37
7.1.- Reconocimiento del área de estudio.....	37
7.2.- Mediciones realizadas a campo.....	38
7.2.1.- Medición de caudal.....	38
7.2.2.- Batimetría.....	39
7.2.3.- Tiempo de retención hidráulica.....	43
7.2.4.- Exposición solar y carga orgánica superficial.....	43
7.3.- Parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos.....	45
7.3.1.- pH.....	45
7.3.2.- DBO ₅	45
7.3.2.1.- Eficiencia de remoción en el periodo anterior a las obras de adecuación.....	47
7.3.3.- DQO.....	49
7.3.4.- Degradabilidad del ARU sin tratamiento.....	51
7.3.5.- Sólidos sedimentables.....	51
7.3.6.- Coliformes totales y fecales.....	54
7.3.6.1.- Eficiencia de remoción en el periodo anterior a las obras de adecuación.....	58
8.- Conclusión.....	61
8.1.- Parámetros hidráulicos de diseño.....	62
8.2.- Análisis fisicoquímicos y bacteriológicos.....	62
9.- Recomendaciones.....	64
10.- Bibliografía consultada.....	67
Anexo I.....	72

Anexo II.....	75
Anexo III.....	76
Anexo IV.....	78

Índice de tablas

Tabla N° 1.....	6
Tabla N° 2.....	8
Tabla N° 3.....	9
Tabla N° 4.....	20
Tabla N° 5.....	22
Tabla N° 6.....	22
Tabla N° 7.....	38
Tabla N° 8.....	39
Tabla N° 9.....	43
Tabla N° 10.....	44
Tabla N° 11.....	44
Tabla N° 12.....	45
Tabla N° 13.....	48
Tabla N° 14.....	48
Tabla N° 15.....	49
Tabla N° 16.....	59
Tabla N° 17.....	60
Tabla N° 18.....	61

Índice de figuras

Figura N° 1.....	14
Figura N° 2.....	23
Figura N° 3.....	24
Figura N° 4.....	25
Figura N° 5.....	26
Figura N° 6.....	27
Figura N° 7.....	28

Figura N° 8.....	28
Figura N° 9.....	28
Figura N° 10.....	29
Figura N° 11.....	30
Figura N° 12.....	30
Figura N° 13.....	31
Figura N° 14.....	31
Figura N° 15.....	33
Figura N° 16.....	41
Figura N° 17.....	42
Figura N° 18.....	46
Figura N° 19.....	50
Figura N° 20.....	51
Figura N° 21.....	52
Figura N° 22.....	53
Figura N° 23.....	55
Figura N° 24.....	55
Figura N° 25.....	57
Figura N° 26.....	57
Figura N° 27.....	60

1. Introducción

El agua es un recurso natural cuya conservación, planificación y gestión resultan esenciales para el desarrollo socioeconómico y para el correcto funcionamiento de los ecosistemas (Schulz, 1999). El ser humano hace uso de la misma, modificando sus características físicas, químicas y biológicas. El crecimiento acelerado de los asentamientos urbanos ha provocado un aumento en la generación de aguas residuales, especialmente en países en desarrollo, saturando la capacidad asimiladora de la naturaleza (Crespi et al., 2007) y de las plantas de tratamiento en aquellos sitios que cuentan con éstas.

Una planta de tratamiento es un conjunto de obras e instalaciones diseñadas para producir efluentes que garanticen el cumplimiento de los estándares de calidad, de acuerdo a las reglamentaciones existentes y con el aprovechamiento potencial del efluente, minimizando los problemas a la salud pública (RAS, 2000).

El agua residual urbana (ARU) es aquella que proviene de los núcleos de población, generada principalmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas, y que es evacuada mediante redes de saneamiento. A diferencia del agua residual industrial, posee elevadas concentraciones de organismos que constituyen un riesgo para la salud de las personas, y otros que son de suma importancia en el proceso de depuración (Castillo Martín et al., 1994).

El aumento en la demanda de agua superficial para consumo humano y para abastecer de energía eléctrica a grandes centros urbanos en expansión ha condicionado el uso de este recurso en el sector agrario (Suematsu, 1995). En países donde el agua se ha convertido en un bien escaso, las aguas residuales han adquirido importancia para los agricultores, con un valor adicional porque son capaces de aumentar los rendimientos de los cultivos debido a su elevado contenido de nutrientes (principalmente nitrógeno y fósforo).

Sin embargo, las aguas residuales urbanas no tratadas o ineficientemente tratadas pueden ocasionar graves problemas a la sociedad, de tipo medioambiental, generando daño ecológico en los cuerpos de agua receptores, y de tipo sanitario, porque constituyen una fuente de riesgo para la salud pública (Beeton, 1969, citado en Gutierrez Coto, 2008). Al ser portadoras de altas concentraciones de agentes infecciosos, pueden provocar múltiples enfermedades, siendo los trabajadores del sector agrario, los operadores de las plantas de tratamiento, los niños y las amas de casa los principales grupos de riesgo (Garza Almanza et al., 2001).

En la década de 1950, algunos países en desarrollo importaron tecnologías de tratamiento diseñadas para otras realidades socioeconómicas, culturales y tecnológicas, propias de países desarrollados. Esta situación generó condiciones insostenibles por parte de los países de escasos recursos por los elevados costos de inversión y operación que demanda la implementación de estas tecnologías (Suematsu, 1995). En el Caribe y América Latina sólo el 10% de las aguas residuales son tratadas (Castro Dassen et al., 2003 citado en Crespi et al., 2007). Para solucionar este problema una de las alternativas es implementar tecnologías apropiadas, priorizando la eliminación de organismos patógenos de las ARU. Las lagunas de estabilización son una excelente herramienta para la protección de la salud pública y poseen reducidos requerimientos económicos de operación y de mantenimiento. Esta tecnología consiste en una estructura cuya finalidad es embalsar el ARU para mejorar sus características sanitarias mediante procesos de autodepuración. En los países desarrollados utilizan otros métodos (filtros biológicos, lodos activados, zanjas de oxidación, entre otros) y la posterior desinfección del efluente, logrando resolver los problemas ecológicos y sanitarios (Suematsu, 1995).

En Argentina gran parte de los habitantes carecen de redes cloacales, vertiendo sus desechos a pozos negros y/o canales a cielo abierto que corren entre la acera y la calzada con destino a arroyos o ríos, lo que genera altos riesgos de contaminación de las fuentes de agua utilizadas para consumo humano (Nuñez et al., 2010). Por ello resulta necesario visualizar a la construcción de redes de saneamiento y plantas de tratamiento como una medida válida para que las ARU dejen de ser consideradas con un enfoque tradicionalmente lineal y pase a ser cíclico, reincorporándolas al ciclo productivo de manera segura (Crespi et al., 2007).

La mayoría de las plantas de tratamiento que existen en la provincia de La Pampa, Argentina son de tipo lagunar. Como todo sistema biológico, las lagunas no funcionan constantemente con la misma eficiencia debido a las variaciones del caudal afluente, el tiempo de residencia, las condiciones climáticas, entre otros factores. Por lo tanto se requiere un monitoreo continuo para asegurar que los valores medios de los indicadores de calidad del efluente (demanda química de oxígeno (DQO), demanda bioquímica de oxígeno a los 5 días (DBO₅), sólidos sedimentables en 10 minutos (SS 10') y en 2 horas (SS 2hs), coliformes totales (CT), coliformes fecales (CF), pH, etc.) están dentro de los rangos establecidos por la legislación vigente (Ortega Sastriques y Orellana Gallego, 2007); que en el caso de La Pampa es el Decreto Provincial 2793/06, reglamentario de la Ley Ambiental Provincial 1914.

La ciudad de Toay, cabecera del departamento homónimo de la provincia, cuenta con una red cloacal que colecta y transporta el ARU hacia la planta de tratamiento, construida en un predio municipal ubicado a 3,5 Km de la ciudad. La planta es de tipo lagunar y se compone de dos líneas de lagunas facultativas en paralelo. Cada línea consta de una laguna de tratamiento primario y otra de tratamiento secundario. Desde julio de 2011 hasta abril de 2012 se llevaron a cabo una serie de obras que tuvieron por objetivo la adecuación de la planta porque en varios informes elaborados por el personal de APA, y cedidos por la municipalidad de Toay, se reportaron inconvenientes en su funcionamiento. Una de las obras ejecutadas fue la instalación de una sala de electrobomba que actualmente permite impulsar el efluente hacia el bajo “El Mangrullo”, predio de propiedad privada, para el riego de cultivos mediante sistema pívot (www.apa.lapampa.gov.ar).

2. Objetivos

2.1. Objetivo principal

El objetivo principal de este trabajo es evaluar la eficiencia en el funcionamiento de la planta de tratamiento de la localidad de Toay, mediante indicadores fisicoquímicos y bacteriológicos y parámetros hidráulicos, durante el periodo marzo de 2006- abril de 2011.

2.2. Objetivos secundarios

a- Describir la evolución de los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos de calidad del agua residual en cada compartimiento del tratamiento, durante el periodo marzo de 2006- abril de 2011.

b- Comparar los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos del efluente en el periodo marzo de 2006- abril de 2011 con los límites máximos establecidos por el ítem A del Anexo del Decreto Provincial 2793/06.

c- Comparar los parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos del efluente, posterior a las obras de adecuación, con los límites establecidos por el ítem B del Anexo del Decreto Provincial 2793/06, la directriz de la Organización Mundial de la Salud y otra alternativa propuesta.

3. Marco teórico

La generalización de las características de las aguas residuales urbanas es difícil porque depende, entre otros factores, de las características de la población que le da origen, y del sistema de recolección que se emplea para su posterior tratamiento (Ronzano y Dapena, 2002). Las zonas residenciales y comerciales son las principales fuentes de generación de las ARU, por lo tanto, la cantidad de agua residual generada depende principalmente de la cantidad de habitantes que poseen acceso a la red de saneamiento (Mihelcic y Zimmerman, 2012). El conocimiento de las características y los caudales de las ARU es básico para el correcto diseño de los sistemas de recolección, tratamiento y evacuación de las mismas (CENTA, 2008).

3.1. Calidad de las aguas residuales urbanas

El agua potable es aquella que es saludable para el consumo humano y que está libre de microorganismos dañinos y compuestos orgánicos e inorgánicos que causen efectos fisiológicos adversos. Las ARU no tratadas se clasifica como agua no potable por contener contaminantes entre los que se destaca la materia orgánica, los nutrientes (principalmente nitrógeno y fosforo), los organismos patógenos y los químicos emergentes (Mihelcic y Zimmerman, 2011).

3.1.1. Materia orgánica

La materia orgánica puede estar presente en el ARU de forma coloidal, disuelta o como sedimento. Según su biodegradabilidad, puede ser no biodegradable, la cual es biológicamente inerte y pasa a través de un sistema de tratamiento biológico sin alterarse. La materia orgánica no biodegradable puede diferenciarse en dos grupos dependiendo de su estado físico: soluble o particulada. El material soluble abandonará el tratamiento biológico con el mismo nivel de concentración con el que entró, mientras que el particulado quedará retenido en el fango por los procesos de floculación y sedimentación. Por otra parte la materia orgánica biodegradable se divide en rápidamente biodegradable y lentamente biodegradable, y ambas pueden presentarse en estado soluble o particulado (Ronzano y Dapena, 2002).

La materia orgánica es un compuesto de naturaleza reductora que se compone en un 90 % de carbohidratos y proteínas. El consumo excesivo de oxígeno por parte de organismos quimioheterótrofos y quimioautótrofos, en el proceso de oxidación, puede generar alteraciones en la microbiota de las cuencas receptoras de ARU con alto contenido de materia orgánica.

Los parámetros utilizados para estimar la contaminación orgánica, mediante la determinación de la demanda de oxígeno, son la demanda biológica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO). La DBO es la cantidad de oxígeno que utilizan los microorganismos para oxidar la materia orgánica de tipo carbónica y nitrogenada, y por cuestiones prácticas, en laboratorio se utiliza un tiempo de incubación de 5 días (DBO₅). Según Ronzano y Dapena (2008) en el ARU es esperable obtener valores de DBO₅ a entre 200 400 mg/L. Tanto los organismos quimioheterótrofos como los quimioautótrofos utilizan la materia orgánica y el dióxido de carbono como fuentes de energía y de carbono, respectivamente. En las reacciones llevadas a cabo por estos organismos (Ecuaciones N° 1 y 2) puede observarse que la materia orgánica y el amonio donan los electrones, y en condiciones aerobias es el oxígeno quien los acepta. Ambas reacciones consumen oxígeno por lo que la DBO se define como la cantidad de este elemento utilizado por los organismos para realizar la oxidación (Mihelcic y Zimmerman, 2011).

Reacción redox llevada a cabo por organismos quimioheterótrofos



Reacción redox llevada a cabo por organismos quimioautótrofos



La oxidación de la materia orgánica al punto en que no se produzca consumo de oxígeno adicional, es lo que se conoce como estabilización y permite evitar la merma de oxígeno de aquellos cuencos receptores de las ARU. Por lo tanto, la eficiencia con que se reduce la DBO₅ en el proceso de depuración es uno de los requisitos más importantes para permitir la descarga de ARU tratadas.

La DQO es la cantidad de oxidante químico, expresado en equivalente de oxígeno (mg O₂/L), que se necesita para oxidar por completo la materia orgánica. El valor absoluto de la concentración en DQO no es de interés, siendo importante su relación con la DBO₅. Comparar los valores de DBO₅ con los DQO permite identificar la presencia de desperdicios biológicamente resistentes o de condiciones tóxicas en el ARU. Una proporción de DQO/DBO₅ próxima a uno indica un material altamente biodegradable, mientras que una relación mayor indica lo contrario. Para un ARU donde el 80 % de la DQO lo produce la

materia orgánica degradable, es esperable obtener una relación DQO/DBO₅ de 2,08 (Ronzano y Dapena, 2002).

Según Gómez y Hontoria (2003) citado en Osorio Robles et al. (2010) es posible clasificar el ARU en diferentes grados de contaminación (fuerte, media y débil), en función de valores de varios parámetros fisicoquímicos. En la tabla N° 1 se hace referencia a la DBO₅ y a la DQO.

Tabla N° 1: Grado de contaminación de las ARU.

Parámetros	Clasificación		
	Fuerte	Media	Débil
DBO ₅ [mg/L]	400	220	110
DQO [mg/L]	1000	500	250

3.1.2. Nutrientes

Las ARU son ricas en nitrógeno y fósforo en comparación a las de origen industrial. La exposición de los seres humanos a agua con elevadas concentración de nutrientes puede comprometer su integridad y la de los sistemas naturales. Por ello, el objetivo principal del tratamiento biológico de las ARU es la reducción de la materia orgánica, pero también la eliminación del nitrógeno y el fósforo (Robles et al., 2010).

El nitrógeno se encuentra formando parte de compuestos orgánicos, como proteínas y ácidos nucleicos, e inorgánicos, como ión amonio, siendo menos frecuente encontrarlo como nitrato. El nitrógeno orgánico es convertido en amoníaco, para luego transformarse en nitrito y nitrato, de manera sucesiva mediante el proceso aerobio denominado nitrificación. En el proceso opuesto, la desnitrificación, el nitrato se convierte en gas nitrógeno y es liberado a la atmósfera, transformación que se desarrolla bajo condiciones anóxicas. Algunas bacterias y plantas pueden utilizar el nitrógeno atmosférico y convertirlo en amoníaco mediante el proceso de fijación.

El fósforo es un elemento esencial para la vida porque interviene en la formación de múltiples constituyentes de las células. Los minerales que contienen fósforo son poco solubles y la carencia de este último en los cuerpos de agua es más importante que la del nitrógeno porque limita el crecimiento de las algas. La descarga de ARU con alto contenido de fósforo en lagos y ríos puede favorecer a que ocurra el proceso de eutroficación. En las ARU el

fósforo aparece como fosfato en la forma de ortofosfatos solubles y polifosfatos. Los primeros son fácilmente precipitables y pueden ser asimilados por distintos microorganismos acuáticos. Los polifosfatos, pueden degradarse a ortofosfatos o permanecer inertes. Existen bacterias que contribuyen a la eliminación de fósforo del agua residual porque son capaces de almacenarlo intracelularmente en forma de gránulos de polifosfatos que pueden ser utilizado como fuente de energía (Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008).

3.1.3. *Microorganismos patógenos*

Los microorganismos patógenos son aquellos capaces de provocar enfermedades y padecimiento al ser humano, e incluyen varios tipos como virus, bacterias, protozoos y helmintos (Tabla N° 1). Las ARU contienen elevadas concentraciones de estos microorganismos, sobre todo en los países en desarrollo, donde predominan enfermedades diarreicas y parásitos intestinales, que son excretados por las personas infectadas (OMS, 1989). Debido al elevado número de microorganismos patógenos existente en el ARU, el monitoreo de la calidad microbiana se efectúa sólo sobre organismos indicadores (coliformes).

La utilización de las ARU en los sistemas productivos pueden convertirse en un mecanismo de transmisión de las enfermedades nombradas en la tabla N° 2, por lo tanto es de suma importancia realizar un tratamiento eficaz del agua residual y de sus derivados (lodos) (OMS, 1989). Algunos helmintos (*Acaris lumbricoides*, *Ancylostoma duodenale*, *Trichuris trichiura*, etc.) son de mayor preocupación en el aprovechamiento del ARU en la agricultura, cuando el tratamiento de los efluentes cloacales es deficiente. Estos organismos infecciosos persisten en el medio ambiente con periodos de supervivencia que oscilan entre varias semanas y algunos años (Tabla N° 3), sus dosis infectivas son muy bajas y sus huéspedes son de reducida inmunidad (OMS, 1989). Un ejemplo es *Taenia saginata*, un parásito que en estadio larval se localiza en los músculos del ganado vacuno y en estadio adulto puede afectar al ser humano. El animal lo adquiere cuando ingiere huevos infectivos depositados sobre las pasturas regadas con aguas residuales y el ser humano se infecta al consumir alimentos de origen vacuno insuficientemente cocidos (Lasta y Rearte, 1997).

Tabla N° 2: Principales organismos patógenos que pueden contener las A.R.U.

ORGANISMOS PATÓGENO	ENFERMEDAD
Helmintos	
Ascaris lumbricoides	Ascariasis
Ancylostoma spp.	Larva migrante cutánea
Necator americanus	Necatoriasis
Strongyloides stercoralis	Estrongiloidiasis
Trichuris trichiura	Trichuriasis
Taenia spp	Teniasis
Enterobius vermicularis	Enterobiasis
Echinococcus granulosus	Hidatidosis
Schistosoma spp.	Schistosomiasis
Fasciola hepatica	Facioliasis
Protozoos	
Giardia lamblia	Giardiasis
Entamoeba histolytica	Disentería amebiana
Balantidium coli	Balantidiosis
Cryptosporidium parvum	Criptosporidiasis
Cyclospora cayetanensis	Transtornos intestinales
Bacterias	
Salmonella typhi	Fiebre tifoidea
Salmonella spp.	Salmonelosis
Shigella spp.	Shigellosis
Campylobacter jejuni	Gastroenteritis
Helicobacter pylori	Gastroenteritis
Escherichia coli	Gastroenteritis
Vibrio cholerae	Cólera
Leptospira spp.	Leptospirosis
Virus	
Virus de la hepatitis A y E	Hepatitis infecciosa
Rotavirus	Gastroenteritis
Enterovirus	Gastroenteritis, Menigitis
Parvovirus	Gastroenteritis
Adenovirus	Infecciones respiratorias

Fuente: Gonzáles Gonzáles y Chiroles Rubalcaba, 2011.

Tabla N° 3: Periodo de supervivencia de agentes patógenos en la superficie de los suelos y en cultivos en climas cálidos.

Agente patógeno	Periodo de supervivencia	
	En el suelo	En los cultivos
Virus		
Enterovirus	< 100, comúnmente < 20 días	< 60, comúnmente < 15 días
Bacterias		
Coliformes fecales	< 70, comúnmente < 20 días	< 30, comúnmente < 15 días
<i>Salmonella spp</i>	< 70, comúnmente < 20 días	< 30, comúnmente < 15 días
<i>Vibrio cholera</i>	< 20, comúnmente < 10 días	< 5, comúnmente < 2 días
Protozoarios		
Quistes de <i>Entamoeba histolytica</i>	< 20, comúnmente < 10 días	< 10, comúnmente < 2 días
Helmintos		
Huevos de <i>Ascaris lumbricoides</i>	Muchos meses	< 60, comúnmente < 30 días
Larvas de anquilostomas	< 90, comúnmente < 30 días	< 30, comúnmente < 10 días
Huevos de <i>Taenia saginata</i>	Muchos meses	< 60, comúnmente < 30 días
Huevos de <i>Trichuris trichiura</i>	Muchos meses	< 60, comúnmente < 30 días

Fuente: OMS, 1989.

3.1.4. Químicos emergentes

Según Mihelcic y Zimmerman (2011) actualmente se comercializan alrededor de 70.000 químicos diferentes y cada año se adicionan cientos de químicos nuevos al mercado. Colectivamente son denominados disruptores endócrinos porque una vez absorbidas en el cuerpo, mediante diferentes vías de exposición (ingestión, inhalación o contacto dérmico), pueden imitar o bloquear a las hormonas e interrumpir sus funciones normales. La Comisión Europea (1996) define a los disruptores como “sustancias exógenas que causan efectos adversos en la salud de un organismo intacto, o de su progenie, como consecuencia de los cambios de la función endócrina”. Estos disruptores endócrinos incluyen un amplio espectro de moléculas como pesticidas, químicos industriales, fármacos de prescripción, entre otros. En el ambiente se hallan en bajas concentraciones, pero algunos de ellos causan complicaciones a organismos vivos incluso a niveles de ng/L^{-1} , y la presencia de otros genera resistencia en las poblaciones microbianas (Estrada-Arriaga et al., 2013).

Los principales disruptores endocrinos encontrados en las ARU, en concentraciones entre 1 y 400 ng/L⁻¹, son los estrógenos como la estrona (E1), el 17b-estradiol (E2), el estriol (E3) y el 17^a-etinilestradiol (EE2) (Jürgens et al., 2002; Estrada-Arriaga et al., 2013). Las fuentes principales de su emisión son las excreciones humanas y el vertido de medicamentos al sistema cloacal. La mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales no han sido diseñadas para la eliminación de estos microcontaminantes, por lo que sus efluentes poseen concentraciones relativamente altas y contaminan el agua y el suelo. Existen evidencias de que estas sustancias químicas se están acumulando en plantas y animales, y consecuentemente algunas subpoblaciones están experimentando fallas reproductivas (Minf et al., 2006).

3.2. Caudales de las aguas residuales urbanas

Las tasas y los patrones de flujo o caudal de agua residual no dependen sólo del tipo y número de usuarios a los que se les brinda el servicio, sino también del clima y de la economía local. Los caudales de agua residual varían a lo largo del día y según el mes del año, y su medición es un paso fundamental para el dimensionamiento de los sistemas de recolección (cloacas) y de las plantas de tratamiento.

Una planta de tratamiento correctamente diseñada debe ser capaz de manejar las variaciones diarias esperadas en los flujos, lo que se logra mediante el uso de estructuras de almacenamiento del ARU, denominadas ecualizadores, que minimizan las fluctuaciones en el caudal. Las fluctuaciones ocurren con patrones diarios, semanales, porque la rutina de vida de los habitantes es diferente durante los fines de semana, y estacionales (Mihelcic y Zimmerman, 2012).

3.3. Tratamientos de las aguas residuales urbanas

El vertido directo de las ARU sin tratar a los cuerpos de agua superficiales (ríos, lagunas, mares) y/o al suelo, es una práctica en la que no se respetan las regulaciones municipales o los estándares de calidad, representando un riesgo para la salud y un problema ambiental. Las plantas de tratamiento de aguas residuales son diseñadas para producir efluentes que garanticen el cumplimiento de los estándares de calidad, de acuerdo a las reglamentaciones existentes y al aprovechamiento potencial del efluente. Para su diseño y operación se requiere un entendimiento de cada una de las unidades que la constituyen, en las

cuales se emplean procesos físicos, químicos y biológicos para mejorar la calidad del agua (Guerrero Torres, 1974).

3.3.1. Etapas del tratamiento convencional

a. **Pretratamiento:** en este paso se acondiciona el agua residual para llevar a cabo su tratamiento propiamente dicho. Se elimina todo material que pueda inhibir los procesos biológicos o dañar el equipo mecánico. Para la retención de los sólidos de mayor tamaño suelen utilizarse bastidores de reja, y para remover materiales de alrededor de 1 mm (arena y grava) se utilizan tanques desarenadores (Guerrero Torres, 1974).

La variación del caudal del efluente de ingreso a la planta de tratamiento puede generar problemas operacionales. La implementación de un ecualizador de flujo permite la homogenización del caudal y de la carga orgánica, mejorando el desempeño de los procesos unitarios subsiguientes (Mihelcic y Zimmerman 2011).

b. **Tratamiento primario:** su objetivo es remover los sólidos en suspensión, mediante asentamiento por acción de la gravedad. Esta etapa es muy importante, y de no ser llevada a cabo se generarían grandes demandas de oxígeno en las etapas siguientes. Según Mihelcic y Zimmerman (2011) mediante la sedimentación es posible remover alrededor del 60% de los sólidos suspendidos, el 30% de DBO y el 20% del fósforo, los dos últimos removidos en su fase de partícula.

c. **Tratamiento secundario:** en esta etapa ocurren principalmente procesos de tipo biológico y su objetivo es la remoción de la materia orgánica disuelta, medida como fracción soluble de la DBO del agua residual, mediante el uso de microorganismos (bacterias). También es posible la eliminación de nutrientes a través de la combinación de reactores que operan bajo diferentes concentraciones de oxígeno (Barañaño y Tapia, 2004).

d. **Tratamiento terciario:** en este paso la materia particulada y coloidal que aun está presente en los efluentes puede ser eliminada mediante tratamientos físicoquímicos (coagulación-floculación), con una posterior separación (decantación). Durante esta etapa del tratamiento suelen utilizarse precipitantes químicos (sales de aluminio o de hierro) para eliminar el fósforo (Guerrero Torres, 1974).

e. **Desinfección:** el propósito de esta etapa es asegurar la eliminación de los microorganismos patógenos, para que su descarga o reutilización sea de forma segura. La utilización de cloro como desinfectante es el método más utilizado en el mundo. Con el mismo

objetivo, se recurre a la ozonización, la luz ultravioleta, el ácido peracético y la combinación de este último con radiación ultravioleta (Osorio Robles, Torres Rojo y Sánchez Bas, 2010).

3.3.2. *Tratamiento biológico*

Las aguas residuales poseen dos grupos de componentes químicos con diferente degradabilidad, la DBO rápidamente degradable y la DBO lentamente degradable. El primero está representado por ácidos volátiles, azúcares, entre otros; y los microorganismos presentes en el tratamiento consumen rápidamente estas moléculas generando crecimiento biológico. La DBO de lenta degradación está representada por coloides y partículas de gran tamaño que mediante enzimas extracelulares, producidas por microorganismos, son hidrolizadas en materia fácilmente degradable que posee una cinética de degradabilidad diez veces menor que la DBO rápida. De esta manera los organismos vivos utilizan los contaminantes del agua como fuente de carbono y energía, convirtiéndolos en nuevos microorganismos (biomasa) encargados de continuar con el proceso de depuración (Ronzano y Dapena, 2002).

La energía requerida por los microorganismos para mantener sus funciones metabólicas, crecimiento y reproducción, es obtenida de los procesos de fermentación y respiración. Tanto la materia orgánica como inorgánica pueden servir como fuente de energía. En relación a la fuente de carbono y al dador de electrones utilizados en el proceso de biosíntesis, los organismos se clasifican en heterótrofos y autótrofos. Los heterótrofos son aquellos capaces de utilizar la materia orgánica para su desarrollo y mantenimiento. Los autótrofos por su parte sintetizan su biomasa a partir de sustancias minerales, la fuente de carbono es el CO_2 y el dador de electrones materia inorgánica, como amonio y nitrito (Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008).

Otra clasificación de los microorganismos es en función de la presencia o ausencia de oxígeno en el medio en que habitan y se los categoriza en aerobios, anaerobios y facultativos. Para los aerobios es indispensable el oxígeno, mientras que los anaerobios pueden desarrollarse en ausencia del mismo porque el aceptor final del electrón es una molécula inorgánica distinta. Los facultativos poseen la capacidad de utilizar el oxígeno u otra molécula, según las circunstancias. Un ejemplo de este último grupo son las bacterias desnitrificantes, encargadas de eliminar el nitrógeno de las aguas residuales durante su tratamiento (Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008).

Las bacterias, el fitoplancton y el zooplancton son los principales grupos de microorganismos implicados en el tratamiento biológico. Las bacterias cumplen múltiples funciones y pueden ser tanto heterótrofas como autótrofas. Una de sus funciones es la descomposición de la materia orgánica por vía aeróbica o anaeróbica. La principal diferencia entre estos dos procesos radica en que en los sistemas aeróbicos la transformación de la materia orgánica da lugar a la generación de biomasa y dióxido de carbono, mientras que en los sistemas anaeróbicos se transforma en biomasa y biogás (dióxido de carbono y metano). Luego de una serie de reacciones llevadas a cabo por microorganismos fermentadores acidogénicos y metanogénicos se generan gases que abandonan el medio líquido y pasan a la atmósfera. Las bacterias poseen un tamaño reducido (0,5-1,0 μm), por lo que es imposible eliminarlas del efluente tratado. Sin embargo, algunas de ellas poseen la capacidad de formar bioflóculos (agregados) debido a sustancias excretadas en su superficie celular y a polielectrolitos de origen natural (ácidos húmicos). Los bioflóculos sedimentan por acción de la gravedad y como resultado se genera un efluente final clarificado (Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008).

El fitoplancton se compone en su mayoría de algas fotosintéticas unicelulares y pluricelulares. La función que cumplen estos organismos es decisiva en el tratamiento biológico porque aportan al medio líquido el oxígeno necesario para la degradación biológica de la materia orgánica y para la vida de otros organismos. El CO_2 utilizado en el proceso de fotosíntesis proviene principalmente de la actividad microbiana, por lo tanto existe una asociación simbiótica entre algas y bacterias (Figura N° 1). La presencia de algas en los sistemas de depuración no reduce el contenido de materia orgánica del agua residual, sino que lo aumenta debido a que es sintetizada a partir de las fuentes minerales de carbono existentes. Además las algas azules (Cianofíceas) son capaces de suplir el déficit de nitrógeno existente en el ARU mediante la fijación de nitrógeno atmosférico, generando cantidades de materia orgánica superiores a la que existía en el agua residual en un principio (Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008).

El zooplancton se compone de microorganismos que viven en su mayoría de forma libre en la naturaleza, como los protozoos y los rotíferos. Los protozoos son microorganismos heterótrofos que se alimentan de bacterias, nano-fitoplancton y partículas orgánicas, y contribuyen al clarificado del efluente. También favorecen a la floculación de la biomasa, aunque su contribución es menos importante que la de las bacterias formadoras de flóculos.

En cuanto a los rotíferos, son microorganismos aerobios que al situarse en la cima de la pirámide trófica ejercen una acción depredadora sobre el resto de los organismos (algas, bacterias, protozoos). También pueden consumir materia en suspensión. Su presencia en el tratamiento del agua residual permite una mejor iluminación de las profundidades de las lagunas, favoreciendo el crecimiento de las algas y la oxigenación de la zona profunda (CENTA, 2008).

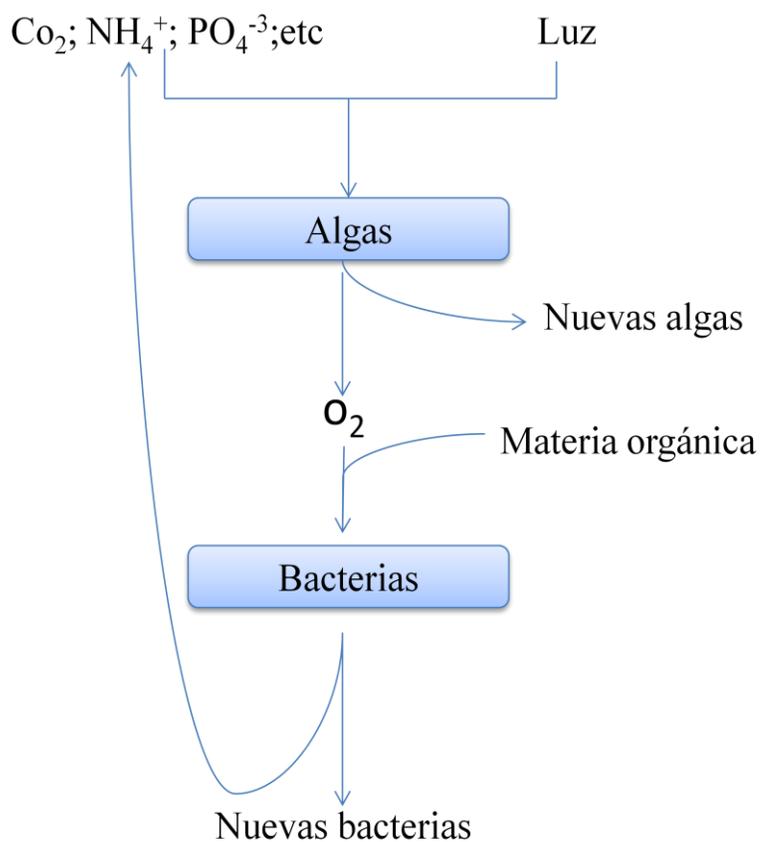


Figura N° 1: Esquema de la actividad simbiótica entre algas y bacterias. Extraído y modificado de Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008.

3.3.3. Tratamiento mediante sistema lagunar

El tratamiento del ARU mediante el sistema de lagunas comenzó a tener un gran desarrollo en Estados Unidos, Canadá, Australia y Nueva Zelanda en el año 1920, pero recién en 1950 se obtuvo, mediante estudios, un conocimiento acabado acerca de su funcionamiento. Consiste en un sistema natural de tratamiento a un costo mínimo de mantenimiento, por lo que

varios países adoptaron esta tecnología. Para el año 2008 se contabilizaron más de 6.000 instalaciones en tan solo Estados Unidos, para el tratamiento de las aguas residuales tanto urbanas como industriales (CENTA, 2008). Ferrer Polo y Seco Torrecillas (2008) definen al sistema lagunar como “un proceso por el cual las aguas son vertidas en estanques de tierra impermeabilizados de configuraciones variadas, generalmente extensos y poco profundos, donde son tratadas por métodos totalmente naturales”.

Las lagunas son diseñadas para remover los constituyentes primarios, como sólidos totales suspendidos, demanda biológica de oxígeno, nutrientes y patógenos. Los mecanismos utilizados para la eliminación de patógeno incluyen la absorción de partículas, la falta de alimento y nutrientes, la radiación solar ultravioleta, los cambios de temperatura y de pH, los predadores, las toxinas y antibióticos excretados por algunos organismos y la mortalidad natural. La utilización del ARU tratada para riego sin restricciones (concentración de coliformes fecales inferior a 1000/100 mL) requiere una asociación de lagunas que debe incluir como mínimo una laguna anaeróbica, una facultativa y 2 ó 3 lagunas aeróbicas (Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008).

Luego de ser sometida a procesos de pre-tratamiento, el ARU recorre las lagunas dispuesta en serie y de profundidad decreciente. Las lagunas pueden ser clasificada en aeróbicas, anaeróbicas o facultativas según la presencia de oxígeno disuelto, lo que a su vez determina los mecanismos de depuración (Castillo Martín et al., 1994).

- Las *lagunas anaeróbicas* están dispuesta en la zona cabecera del tratamiento y presentan una coloración parda. La carga orgánica que ingresa es elevada, generando una disminución del oxígeno disuelto en toda la masa líquida, y la eliminación de la materia orgánica es llevada a cabo por bacterias anaeróbicas. Como producto de las reacciones anaeróbicas se libera gas metano y dióxido de carbono a la atmosfera. En el fondo de estas lagunas se produce la acumulación de lodos proveniente de la sedimentación de sólidos, y luego de un tiempo de operación es necesario evacuarlos y tratarlos antes de su disposición final o reutilización (Castillo Martín et al., 1994).

Las *lagunas facultativas* están constituidas por una zona aeróbica próxima a la superficie, generada por la transferencia de oxígeno desde el aire suprayacente hacia el agua y por la fotosíntesis de las algas. En esta zona se lleva a cabo la oxidación aeróbica de la materia orgánica, convirtiéndola en dióxido de carbono y nitrato. Existen otras dos zonas, una facultativa y otra anaeróbica. La última está ubicada en el sector inferior de la laguna, donde

los sólidos sedimentan y se produce la fermentación biológica anaeróbica, convirtiendo la materia orgánica de tipo carbónica en biogás. En la zona facultativa, ubicada entre las dos zonas anteriores, habitan bacterias capaces de adaptarse tanto a la presencia como ausencia de oxígeno, y tienen lugar las reacciones de desnitrificación y la oxidación de la materia orgánica. Según el tipo de agua residual que ingresa a las lagunas facultativas se clasifican en primarias, cuando reciben ARU que posee sólo un pre-tratamiento, o secundarias, cuando reciben ARU parcialmente clarificada proveniente de lagunas anaeróbicas o de lagunas facultativas primarias cuando las anteriores están ausentes. La coloración que caracteriza a las lagunas primarias es parda con tonalidades verdes, mientras que las secundarias son verdosas (Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008). Sánchez Ortiz y Matsumoto (2012) consideran que este tipo de lagunas, con profundidades entre 1 y 2 m, deberían estar diseñadas con un tiempo de retención entre 15 y 45 días; y el porcentaje típico de remoción de DBO_5 debería estar entre 80-95% (Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008). Producto del aumento de la temperatura en los meses de primavera y verano, las poblaciones de algas experimentan un crecimiento desmedido, incrementando el contenido de sólidos en suspensión en el agua residual. Durante estos meses el porcentaje de remoción de materia en suspensión decrece, existiendo la posibilidad de que en determinados momentos sea negativo, porque la concentración de sólidos a la salida de las lagunas es mayor que a la entrada (CENTA, 2008).

- Las *lagunas aeróbicas* se instalan al final del proceso de depuración y su principal función es eliminar los microorganismos patógenos. Reciben efluentes con baja carga orgánica, provenientes de las lagunas facultativas y su coloración es verdosa. Se caracterizan por embalsar agua residual relativamente clara, poco profunda y con alto contenido de oxígeno disuelto en toda su masa, dando las condiciones propicias para la penetración de la radiación solar. Las dimensiones de estas lagunas pueden reducirse mediante la aplicación forzada de aire (CENTA, 2008).

3.3.4. Condiciones de operación de las lagunas facultativas

3.3.4.1. Temperatura

Este parámetro es de especial interés para el correcto funcionamiento de la laguna porque la velocidad de las reacciones biológicas varía sensiblemente con las variaciones de la temperatura y también lo hace la degradación de la materia orgánica y la eliminación de organismos patógenos. Cualquier cambio notable en la temperatura óptima requerida por una

bacteria o alga específica causa una disminución en sus actividades y, si es suficientemente grave, puede causar su muerte. También incide en otros factores como la velocidad de transferencia de gases, las características de sedimentación, entre otros (Guerrero Torres, 1974).

3.3.4.2. Mezcla

La densidad del agua varía con la temperatura, alcanzando su valor mínimo a los 4 °C y aumentando con temperaturas superiores o inferiores a ese valor. Durante los meses de primavera y verano se genera una estratificación vertical del líquido de la laguna porque las capas superficiales fueron incrementando su temperatura, logrando una menor densidad que las capas inferiores, que poseen temperatura menor. Este fenómeno genera una resistencia al mezclado del agua y la zona intermedia se denomina termoclina. En la estación otoñal la estratificación disminuye por descenso de la temperatura, generando la mezcla de las capas superiores e inferiores. La zona superior de la columna de agua también se mezcla por acción del viento, proceso fundamental para el adecuado funcionamiento de la laguna. Este proceso disminuye los cortocircuitos hidráulicos y las zonas muertas, evita los fenómenos de estratificación y contribuye a la oxigenación del agua. Además asegura la distribución uniforme de la DBO₅, del O₂ disuelto, de las microalgas y de las bacterias (CENTA, 2008). Los cortocircuitos hidráulicos son aquellas partes del flujo que tienen una velocidad infinita y un tiempo de retención cero, y que atraviesan la laguna con tanta rapidez que no permanecen almacenados. Por otra parte, las zonas muertas son sectores donde las corrientes del fluido no pueden penetrar (Rojas Vargas y García Pérez, 2010).

3.3.4.3. Tiempo de retención hidráulica

El tiempo de retención es definido como el número de días que una molécula de agua residual permanece dentro de la laguna de tratamiento, tiempo en que los microorganismos proceden a la estabilización de la materia orgánica. El periodo varía con las condiciones locales, tomando valores entre 15-45 días en lagunas de 1 a 2 m de profundidad. Cuanto mayor es la temperatura del agua, mayores son las velocidades de las reacciones biológicas, por lo tanto el tiempo necesario para tratar el agua residual es menor (Von Sperling, 2000).

Cuando varias lagunas facultativas constituyen un sistema de tratamiento es conveniente que presenten el mismo tiempo de retención para lograr la máxima eficiencia y facilitar el monitoreo (Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008).

3.3.4.4. Profundidad

La profundidad de las lagunas facultativas oscila entre 1,5 y 2 metros. Con profundidades menores a un metro una laguna se comportaría como aeróbica, y para cumplir con el tiempo de retención se debería ampliar su superficie. También se generarían otros inconvenientes como la colmatación temprana por la acumulación de lodo, el crecimiento de vegetación emergente y la proliferación de mosquitos. La descarga de camiones atmosféricos en lagunas diseñadas sólo para tratar ARU proveniente de la red cloacal puede causar la colmatación y el funcionamiento inadecuado de las lagunas (Ingallinella et al. 2000). Si la profundidad excediera los 3 metros, se generarían condiciones anóxicas porque la superficie con exposición solar debería reducirse para mantener el tiempo de retención, y la fotosíntesis realizada por las algas no alcanzaría a cubrir la demanda de oxígeno de las bacterias (Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008).

3.3.4.5. pH

El valor del pH de las lagunas facultativas está controlado por su capacidad buffer, también denominada tapón carbonato-bicarbonato. Este equilibrio es alterado por la actividad fotosintética de las microalgas que genera oscilaciones del pH comprendidas entre 7-9. Durante la noche el dióxido de carbono producido por las bacterias no es utilizado por las algas y el pH de la laguna disminuye. Durante el día, además del consumo de dióxido de carbono, se produce amoníaco a partir de la degradación de la materia orgánica nitrogenada, contribuyendo a un aumento del pH. El control que es ejercido sobre la variación diaria del pH es fundamental en lagunas con actividad fotosintética para su correcto funcionamiento, de lo contrario se generarían inconvenientes en la simbiosis alga-bacteria que es clave en el tratamiento de agua residual mediante lagunaje (CENTA, 2008).

El mantenimiento del pH por encima del valor 6 es importante para lograr el equilibrio entre las poblaciones de bacterias productoras de ácidos y de metano en el medio anaerobio. Las bacterias metanógenas son muy sensibles a los medios ácidos y es importante garantizar las condiciones adecuadas para que se forme una población abundante y saludable de éstas, de lo contrario sólo se procesa la fermentación ácida (Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008).

3.3.4.6. Carga orgánica superficial

La carga orgánica superficial es la relación entre la carga de DBO₅ afluente y el área de la laguna. En el funcionamiento de las lagunas facultativas es fundamental proveer la superficie necesaria para cubrir, mediante la fotosíntesis, la demanda de oxígeno utilizado por las bacterias en la estabilización de la materia orgánica (Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008). Tanto las condiciones de subdimensionamiento como sobredimensionamiento generan deficiencia en el tratamiento (Von Sperling, citado en Matsumoto y Sanchez, 2013). Por ello los criterios de dimensionamiento se asientan en la carga orgánica superficial.

3.4. Reutilización

A causa de la reducción de la disponibilidad de agua potable para cubrir los requerimientos de las poblaciones, las aguas residuales se han convertido en una importante fuente adicional para cubrir parte de las demandas. Sin embargo, en varios países de América Latina hay una tendencia a utilizar las ARU sin tratamiento adecuado en el riego de cultivos, generando riesgos para la salud pública y el medio ambiente. En América Latina no se cuenta con información completa y confiable acerca de la reutilización y sólo el 8% del total de las ARU generadas diariamente son tratadas (Silva et al., 2008). Esto es más dramático si consideramos que los principales cultivos en los que se aplica el agua residual son hortalizas que se consumen sin un proceso de transformación previo. Los riesgos para la salud también dependen del método de riego empleado, siendo el riego por aspersion el más crítico si no se toman los recaudos necesarios. En el caso de los trabajadores, el mayor riesgo está asociado al riego por inundación o surco (Blumenthal et al., 2000).

Por otra parte, la adecuada utilización del agua residual en el riego de cultivos genera importantes beneficios. En un estudio llevado a cabo por Montero et al. (2012) en la Ciudad de la Habana, Cuba, se demostró el incremento de la producción de granos de maíz y trigo regados con ARU tratada.

Para utilizar las ARU en la agricultura deben considerarse los aspectos de calidad que garantizan la salud de las personas, que están en contacto directo o indirecto con el agua, y del medio ambiente. Existen guías y regulaciones para la utilización segura de las ARU. Las directrices de la Organización Mundial de la Salud (OMS) son las principales guías utilizadas para el manejo preventivo de ARU en los países que carecen de una normativa propia (Guerrero Torres, 1974).

4. Marco normativo y criterios de calidad

En el uso del ARU para riego deben considerarse aspectos de calidad para evitar riesgos a la salud pública, principalmente en relación a las características microbiológicas. A nivel internacional las principales guías que regulan la utilización en base a la calidad microbiológica de las aguas residuales para irrigación (Tabla N° 4) son las directrices de la Organización Mundial de la Salud (OMS). Éstas clasifican al ARU en tres categorías según la concentración de parásitos y coliformes. Sin embargo, no establece un límite en el número medio de coliformes fecales presentes en el efluente final para la utilización del agua residual en el riego de cultivos de cereales, industriales, forrajes, pasturas y árboles, en donde el grupo expuesto son los trabajadores. Pero considera el número medio de huevos de nematodos intestinales (OMS, 1989). Si bien a nivel mundial esta guía es muy criticada por ser poco exigente (Manga et al., 2001), fue considerada en la realización de este trabajo.

Tabla N° 4: Directrices de la OMS (1989) sobre la calidad parasitológica y microbiológica de las aguas residuales para uso en agricultura.

Categoría	Condiciones de uso	Grupo expuesto	Nematodos intestinales (promedio aritmético de n° huevos/l)	Coliformes fecales (promedio geométrico /100 ml)	Tratamiento necesario para lograr la calidad microbiológica exigida
A	Riego de cultivos que se consumen crudos, campos de deportes, o parques públicos	Trabajadores, consumidores, público.	≤ 1	≤ 1000	Serie de estanques de estabilización o tratamiento equivalente
B	Riego de cultivos de cereales, industriales, forrajeros, praderas y árboles	Trabajadores	≤ 1	No se recomienda ninguna norma	Serie de tanques de estabilización por 8-10 días o eliminación equivalente de helmintos.
C	Riego localizado de cultivos de la categoría B cuando los trabajadores ni el público están expuestos	Ninguno	No es aplicable	No es aplicable	Tratamiento previo según lo exija la tecnología de riego, no menos que sedimentación primaria

Fuente: Traducido de Blumenthal et al., 2000.

Blumenthal et al. (2000) propusieron lineamientos alternativos a las directrices de la OMS (1989). Esta propuesta surge de la combinación de enfoques de estudios

epidemiológicos, microbiológicos, y la aplicación de un modelo (quantitative microbial risk assessment (QMRA) model) para estimar, en forma cuantitativa, el riesgo de infecciones gastrointestinales víricas y bacterianas. Para Blumenthal et al. (2000) la combinación de enfoques es una poderosa herramienta para el desarrollo de normas de regulación, es más eficaz en relación de costos y protege adecuadamente a la salud pública. Estas recomendaciones establecen límites más restrictivos a los parámetros bacteriológicos y parasitológicos, subdividen a la Categoría B de la OMS y le asignan valores de concentración de coliformes fecales. Durante el análisis de los resultados de este trabajo se consideró el valor del número promedio de coliformes fecales $\leq 10^5/100$ ml y de huevos de nematodos intestinales $\leq 1/1$. Estos límites fueron propuestos por los autores para la Categoría B (irrigación de cereales, cultivos industriales, forrajeras, pastos y árboles), con riego por aspersión y la presencia de agricultores sin niños y la ausencia de comunidades cercanas. En caso de niños presentes y comunidades cercanas el valor es $\leq 10^3/100$ ml para coliformes fecales y $\leq 0,1/1$ para nematodos intestinales. Según Blumenthal et al. (2000) utilizando estos niveles de concentración de coliformes fecales y nematodos intestinales como parámetros de calidad del efluente final, se lograría proteger a la salud de los agricultores y de las poblaciones cercanas de infecciones transmitidas por contacto directo o aerosoles generados por el riego por aspersión.

En la provincia de La Pampa la tutela ambiental rige a través de la Ley Ambiental Provincial N° 1914, sancionada en 2001 en el marco del Artículo 18 de la Constitución Provincial. En esta ley se destacan los Artículos 27, 28 y 29 que dan marco a la regulación de la descarga de efluentes contaminantes.

La Subsecretaría de Ecología estableció los límites máximos permisibles de parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos para la descarga de efluentes líquidos en el año 2006, por medio del Decreto Provincial 2793 (Anexo I). En el ítem A del Anexo del Decreto se afirma que en desagües a conducto pluvial abierto, curso de agua superficial elemental cerrada y curso de agua no permanente, no se deberán superar los niveles definidos en la tabla N° 5. En el ítem B del Anexo se establecen los límites máximos permisibles de parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos para desagües a pozos o campos de drenaje (Tabla N° 6).

Tabla N° 5: Límites máximos permisibles de parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos definidos en el ítem A del Anexo del Decreto Provincial 2793/06 y utilizados en este trabajo.

Parámetros	Límites máximos permisibles
Coliformes Totales/100 mL	2.0×10^4 N.M.P.
Coliformes Fecales/100 mL	5×10^3 N.M.P.
DBO ₅ [mg/L]	50
DQO [mg/L]	250
Sólidos sedimentables en 10 min. [ml/L]	Ausente
Sólidos sedimentables en 2 hs. [ml/L]	1
pH	6.5-10

Como se puede observar en las tablas N° 4 y 5, el ítem B del Anexo de la legislación provincial es más exigente que el ítem A, fundamentalmente en lo que respecta al parámetro coliformes fecales, pero es más permisivo en la DBO₅ y la DQO. El origen de estas diferencias esta dado por el destino del agua. La descarga de ARU con un elevado valor de DBO₅ y DQO genera un impacto negativo sobre un ecosistema acuático mientras que un ecosistema terrestre puede verse beneficiado por el aporte de materia orgánica y micronutrientes. Si el ARU destinada a ser utilizada en el riego de cultivos posee un número elevado de coliformes fecales, pondría en riesgo la salud de las personas que manipulan el ARU y de aquellas que consuman los alimentos contaminados.

Tabla N° 6: Límites máximos permisibles de parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos definidos en el ítem B del Anexo del Decreto Provincial 2793/06 y utilizados en este trabajo.

Parámetros	Límites máximos permisibles
Coliformes Totales/100 mL	2.0×10^4 N.M.P.
Coliformes Fecales/100 mL	1×10^3 N.M.P.
DBO ₅ [mg/L]	200
DQO [mg/L]	350
Sólidos sedimentables en 10 min. [ml/L]	0,5
Sólidos sedimentables en 2 hs. [ml/L]	1
pH	5.5-10

5. Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en la planta de tratamiento de Toay ubicada aproximadamente a 3,5 Km de la ciudad (latitud $36^{\circ}41'14.32''$ S y longitud $64^{\circ}24'36.6''$ O) (Figura N° 2). En la misma se tratan las ARU colectadas mediante una red cloacal que abarca a 2.100 viviendas, aproximadamente el 50% de las viviendas de la ciudad (INDEC, 2010). La planta fue construida en un predio municipal, en el año 1999, cuenta con una superficie de 5 ha y está rodeada por propiedades privadas destinadas principalmente a la actividad agrícola (Pérez, Marta G., Secretaria de Gobierno y Planificación de la localidad de Toay, comunicación personal).

Área de estudio

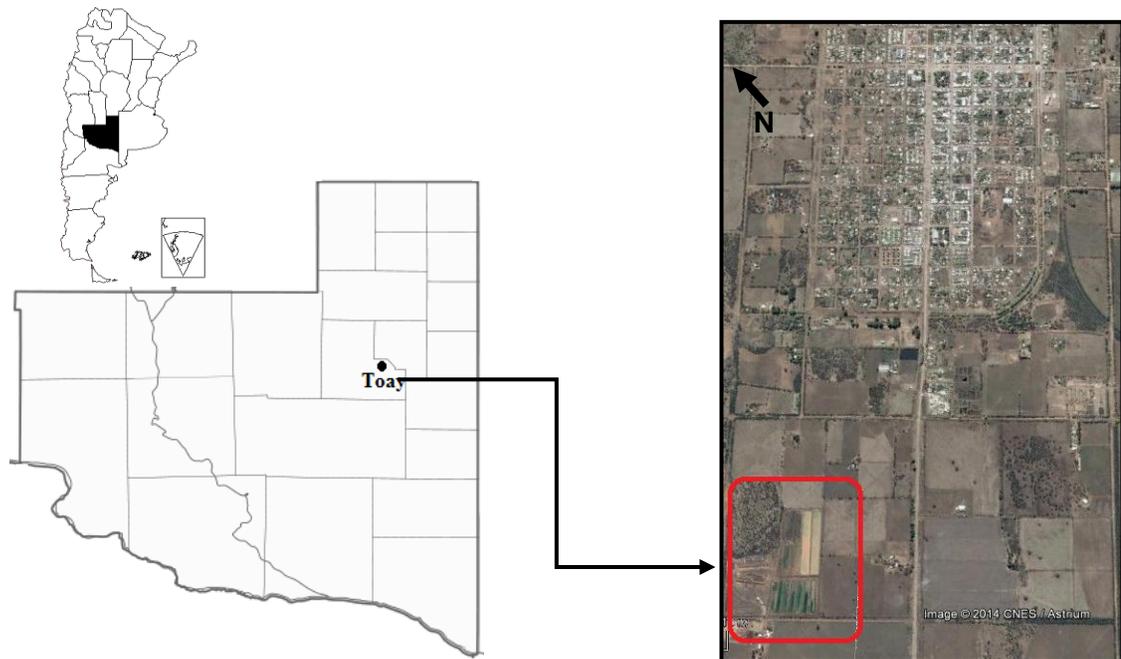


Figura N° 2: Ubicación de la planta de tratamiento de ARU en la ciudad de Toay, La Pampa.
Fuente: Google Earth.

5.1. Clima

La caracterización climática se realizó en base a la información del Departamento Capital, próximo al Departamento Toay, porque no se cuenta con suficientes datos de este último. El clima de la región es subhúmedo seco, con una temperatura media anual de $15,6^{\circ}\text{C}$, y temperaturas máxima y mínima medias mensuales de $22,1^{\circ}\text{C}$ y $8,5^{\circ}\text{C}$, respectivamente

(Vergara y Casagrande, 2012). La precipitación media anual es de 719,4 mm (serie 1921-2011), con una máxima anual de 1.150,1 mm y una mínima de 274,5 mm (www.apa.lapampa.gov.ar). En los últimos años se observó una clara tendencia en el aumento de las precipitaciones, en su mayoría por encima de la media (Figura N° 3). En la figura N° 4 se representa la existencia de inviernos secos y veranos húmedos que caracterizan a la región, siendo marzo el mes de mayores precipitaciones y julio el de menor registro. La velocidad promedio anual de los vientos a los dos metros de altura es de 8,3 Km/h, registrando los valores máximos en primavera, y la dirección predominante es N-NE a S-SW (Vergara y Casagrande, 2012).

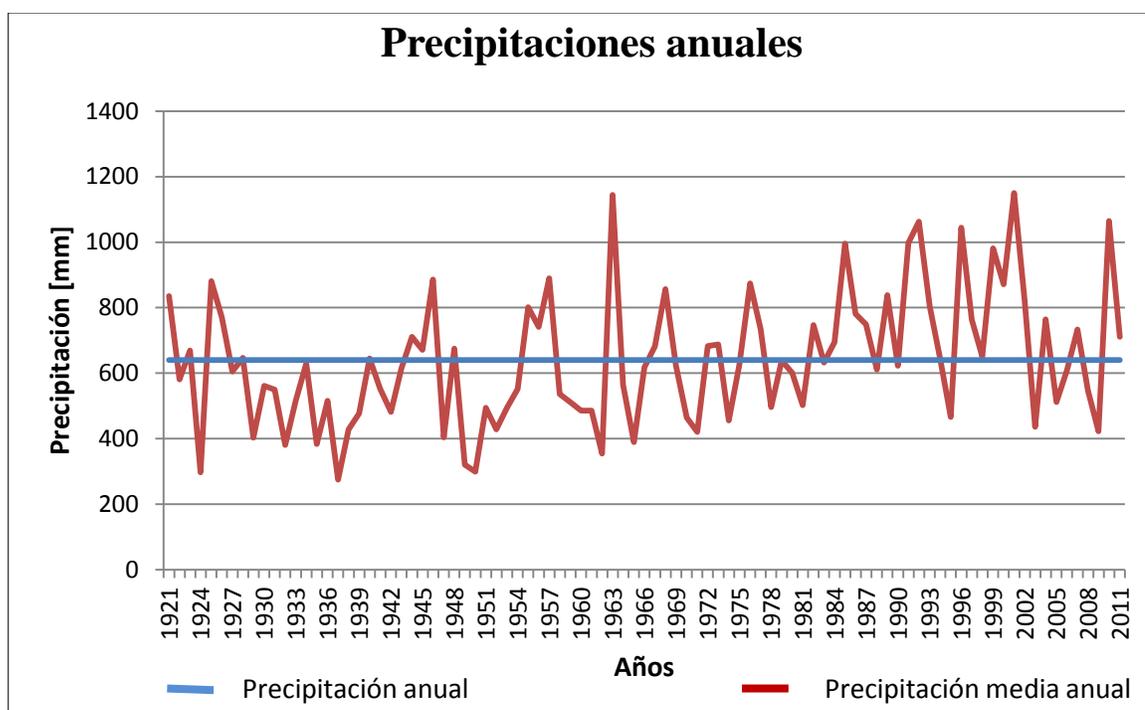


Figura N° 3: Precipitación anual y media histórica para el Departamento Capital, serie 1921-2011. Fuente: Administración Provincial del Agua (www.apa.lapampa.gov.ar).

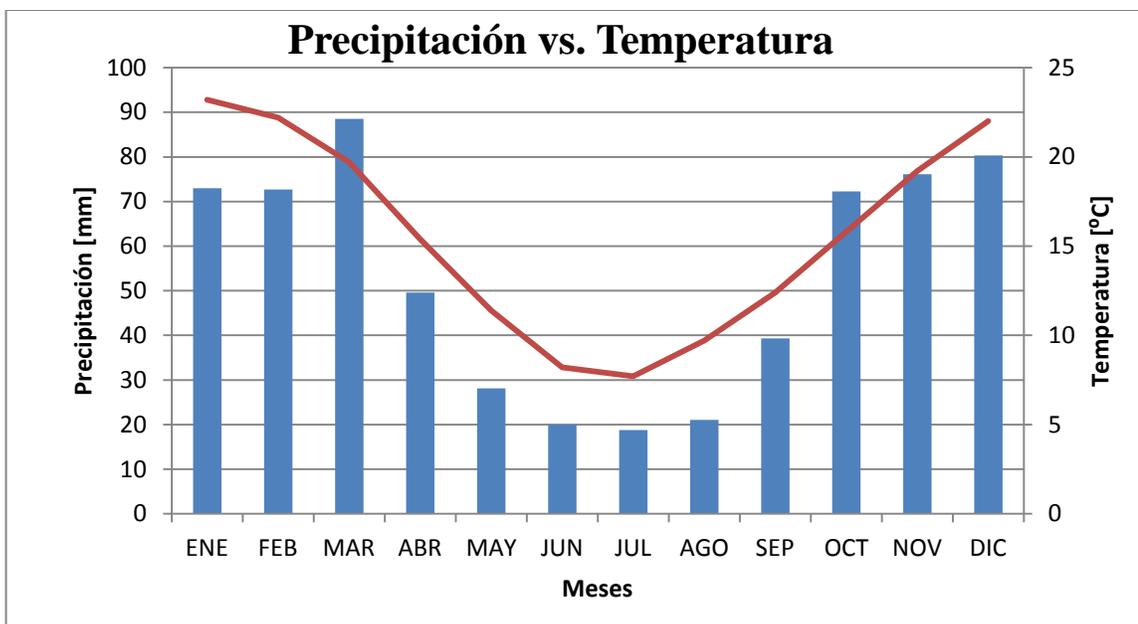


Figura N° 4: Precipitación y temperatura medias mensuales para el Departamento Capital, serie 1977-2011. Fuentes: Administración Provincial del Agua (www.apa.lapampa.gov.ar); Vergara y Casagrande, 2012.

5.2. Geomorfología e hidrogeología

El sitio bajo estudio pertenece a la subregión de colinas y lomas, y el relieve del paisaje es ondulado con pendientes marcadas que originan una toposecuencia diferenciada en lomas, pendientes y bajos. El material parental a partir del cual se formó el suelo de cada uno de los elementos fisiográficos mencionados es el loess. Las lomas se caracterizan por un suelo Haplustol éntico con escasa evolución edafogenética, mientras que las pendientes y bajos poseen suelos Ustisament típico y Haplustol éntico, respectivamente (INTA, 1980).

La geología del área se caracteriza por la presencia de una capa de arena eólica de espesor variable que alcanza un máximo de 10 m (formación Santa Rosa). Por debajo de las arenas aparecen los limos arcillosos de la formación Pampeano, que se desarrollan hasta el basamento, el cual se encuentra a una profundidad de entre 150 y 200 m. Cabe señalar que alrededor de los 80 metros aparece un nivel de sedimentos arcillosos que divide al acuífero Santa Rosa-Toay en dos secciones con calidades de agua diferentes (Giai y Tulio, 1998).

5.3. Caracterización de la planta

La planta de tratamiento consiste de dos líneas de lagunas facultativas en paralelo. Cada línea está constituida por una laguna de tratamiento primario y otra de tratamiento

secundario, y sus secciones mayores están dispuestas en sentido NE-SO (Figura N° 6). Los afluentes de las lagunas primarias son pre-tratados en un bastidor de rejillas que permite eliminar elementos que pueden obstruir las tuberías o provocar daños en las instalaciones. El bastidor se halla en la cámara partidora (Figura N° 6), donde el caudal de ARU es distribuido en las dos líneas de tratamiento. También hay una laguna de reducidas dimensiones dotada con una bomba a partir de la cual se derivan las ARU tratadas al bajo “El Mangrullo” (Figura N° 5), un predio de propiedad privada ubicado a pocos kilómetros de la planta, donde el agua es utilizada para riego. Además existen seis lagunas que funcionaron como reservorios durante los trabajos de adecuación (www.apa.lapampa.gov.ar).

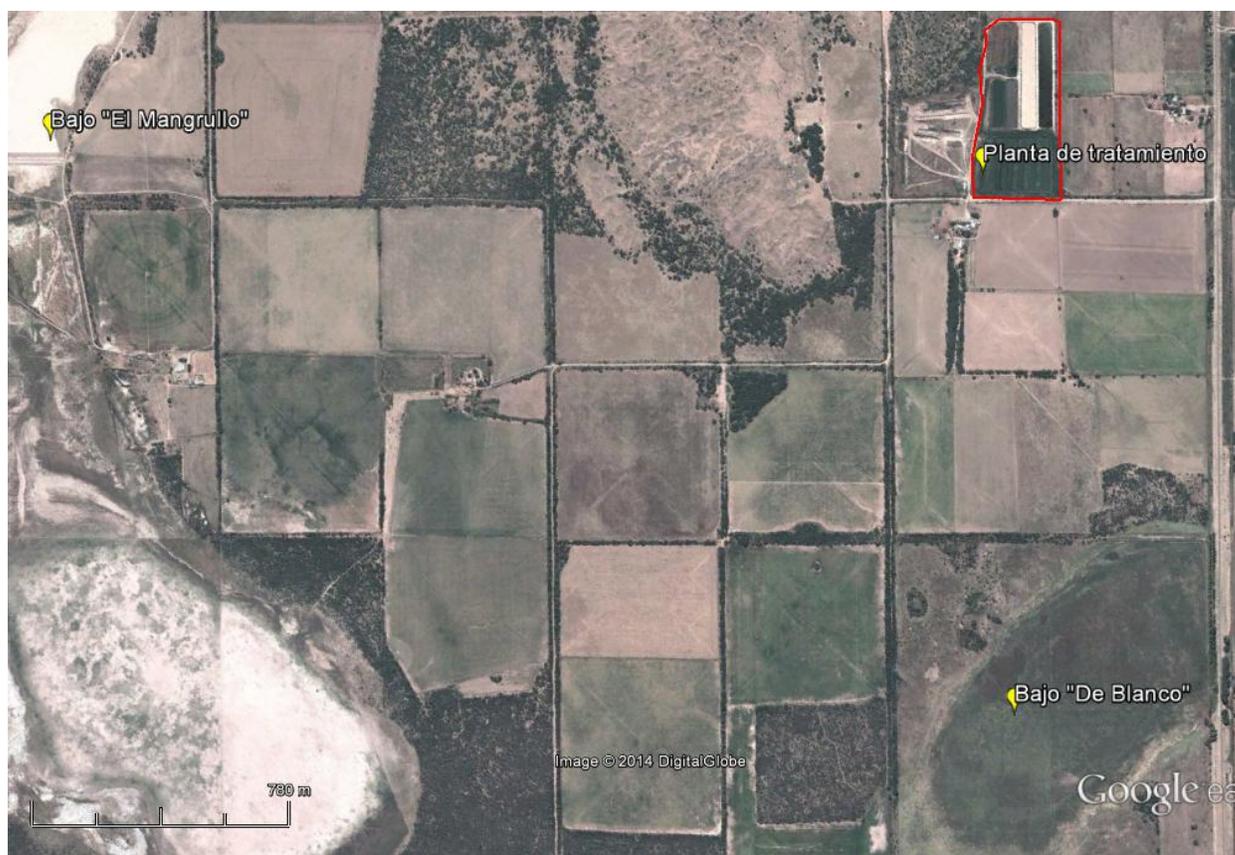


Figura N° 5: Ubicación de la planta de tratamiento de ARU y de los bajos el “El Mangrullo” y “De Blanco”. Fuente: Google Earth.

Desde julio de 2011 hasta abril de 2012 se llevaron a cabo una serie de obras con el objetivo de solucionar los inconvenientes de rotura de la membrana de impermeabilización, formación de globos de gases en la membrana y derivación del agua residual excedente mediante canales a cielo abierto hacia el bajo “De Blanco” (Figura N° 5). Los trabajos

consistieron en la construcción de una estación de bombeo e impulsión de los líquidos cloacales tratados hacia el bajo “El Mangrullo”, y la adecuación de una de las dos líneas de tratamiento mediante la extracción de barro y el retiro de la membrana existente, la reparación de la solera y los taludes y la colocación de una nueva membrana de 1 mm de espesor. Además se colocaron las rejillas para la retención de sólidos y las tapas en la cámara partidora (www.apa.lapampa.gov.ar).

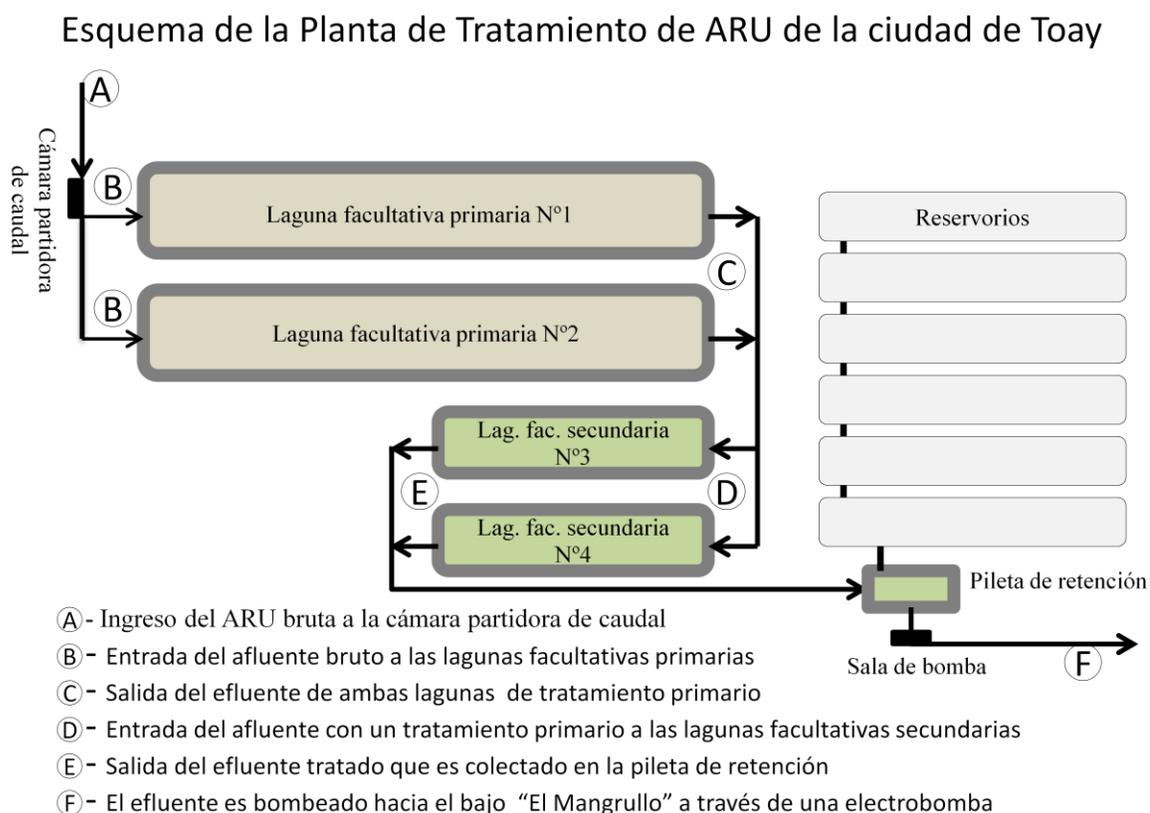


Figura N° 6: Esquema de las instalaciones de la planta de tratamiento de ARU de la ciudad de Toay.

En los recorridos por las instalaciones de la planta de tratamiento se observó que las lagunas de tratamiento secundario y los reservorios estaban totalmente cubiertos de vegetación en sus orillas, imposibilitando el ingreso. Para llevar a cabo las mediciones se realizaron tareas de desmalezamiento (Figura N° 7). Los flujos de entrada y salida a las lagunas coincidían con la dirección de los vientos predominantes, generando corrientes superficiales preferenciales y el arrastre de la materia orgánica flotante hacia la zona de evacuación de las lagunas primarias, la cual se encontraba dispuesta sobre el pelo de agua (Figuras N° 8 y 9). Las únicas entrada y salida de agua residual en cada una de las lagunas se disponen de manera enfrentada y a la

mitad de la sección menor, generando zonas muertas y cortocircuitos hidráulicos. Las líneas de tratamiento no son totalmente independientes y los efluentes de las lagunas primarias se mezclan en una sola cañería que, luego de desembocar en una cámara de registro, se bifurca nuevamente en las cañerías de ingreso a las lagunas secundarias. Estas últimas cañerías se encuentran en desnivel una de otra, generando diferencias en el caudal de entrada. La diferencia entre los caudales de ingreso de las lagunas primarias es menor pero la causa es la misma.



Figura N° 7: Actividad de desmalezamiento de los perímetros de las lagunas de tratamiento secundario para llevar a cabo las mediciones.



Figura N° 8: Salida de la laguna primaria N°2 dispuesta sobre el pelo de agua y con materia orgánica a su alrededor.



Figura N° 9: Acumulación de materia orgánica flotante procedente de las lagunas primarias en el sector de ingreso a la laguna N° 3.

En varios sectores de las lagunas N° 1 y 3 se observaron acumulaciones de gases por debajo de la membrana que recubre el fondo. Los gases son generados por la fermentación anaeróbica y son consecuencia de la presencia de roturas en la membrana en diferentes puntos de las lagunas.

Varias veces al día se observó la circulación de camiones atmosféricos que vaciaban sus tanques en las lagunas secundarias y en pozos. Los pozos no poseen ningún tipo de impermeabilizante. Según el personal encargado del mantenimiento de la planta de tratamiento, son varias las empresas que realizan el vaciado de sus camiones sobre las lagunas y pozos. Esto mismo fue observado luego de las obras de adecuación (Figura N° 10), y la causa es que la planta de tratamiento no cuenta con lugares acondicionados para tal fin.



Figura N° 10: Descarga de camión atmosférico sobre una de las laguna de tratamiento secundario.

Durante el relevamiento a campo el efluente de la cámara partidora experimentó cambios repentinos en su coloración y densidad (Figura N° 11 y 12), atribuibles a descargas clandestinas de aguas residuales sobre la red cloacal. También se detectó la obstrucción del paso de agua en las rejas de la cámara partidora y la colmatación de esta última. Cuando la cámara era desagotada se producían fuertes incrementos en el caudal de ingreso de las lagunas primarias. El material retirado de la reja era depositado a un lado de la cámara, sin recibir un adecuado tratamiento, transformándose en un foco de infección



Figura N° 11: Agua residual sin tratamiento contenida en la cámara partidora, con coloración y consistencia diferentes al ARU.



Figura N° 12: Pluma generada por el ingreso de agua con características diferentes al ARU en la laguna N° 1.

En la estación de otoño del año 2013 las lagunas facultativas de tratamiento primario diferían en su color, dando indicios de que operaban bajo condiciones diferentes. La laguna N° 1 poseía una coloración parda (indicio de una reducción de la actividad fotosintética) y la N° 2 una coloración verdosa (indicios de la presencia de microalgas). En el mes de diciembre del mismo año, ambas lagunas presentaron un cambio de coloración con tonalidades rosadas, y la generación de fuerte olor a gas sulfhídrico (Figuras N° 13 y 14). Las lagunas secundarias también mostraron un cambio de color de verde intenso a rosa pálido. Esta coloración es característica de la presencia de bacterias de la familia *Chromatiaceae* que emplean el H_2S en lugar del H_2O como donante de hidrógeno para realizar la fotosíntesis, y generan gran cantidad de sulfuros que resultan tóxicos para las algas a elevadas concentraciones.



Figura N° 13: Coloración verdosa del efluente de las lagunas de tratamiento primario durante el mes de marzo de 2013.



Figura N° 14: Coloración rosada correspondiente al efluente de las lagunas de tratamiento primario, fotografiadas en el mes de diciembre de 2013.

6. Materiales y métodos

Durante el mes de mayo de 2013 se efectuaron las primeras observaciones de las instalaciones de la planta de tratamiento, el levantamiento batimétrico y la medición de los caudales del efluente de cada una de las lagunas para evaluar su desempeño luego de las obras de adecuación. Las observaciones fueron repetidas durante diciembre del mismo año con el fin de determinar si hubo cambios en su funcionamiento bajo diferentes condiciones climáticas.

Los datos obtenidos permitieron comprender los análisis fisicoquímicos y bacteriológicos que fueron efectuados por la Administración Provincial del Agua (APA) durante los años 2006-2011 y 2013, bajo la normativa vigente, y cedidos por la Municipalidad de Toay. Luego de las obras de adecuación sólo se efectuaron dos análisis durante el año 2013, de los cuales se contó con uno, correspondiente a junio. Los parámetros analizados mediante este análisis fueron contrastados con el ítem B del Anexo del Decreto Provincial 2793/06, las directrices sanitaria de la OMS para el uso de las aguas residuales en agricultura y los límites propuestos por Blumenthal et al. (2000).

6.1. Medición de caudales

Para medir el caudal afluente medio diario de cada una de las piletas se tomó el tiempo de llenado de un recipiente de volumen conocido en distintos horarios del día. Las mediciones fueron realizadas durante cinco días consecutivos en el mes mayo de 2013.

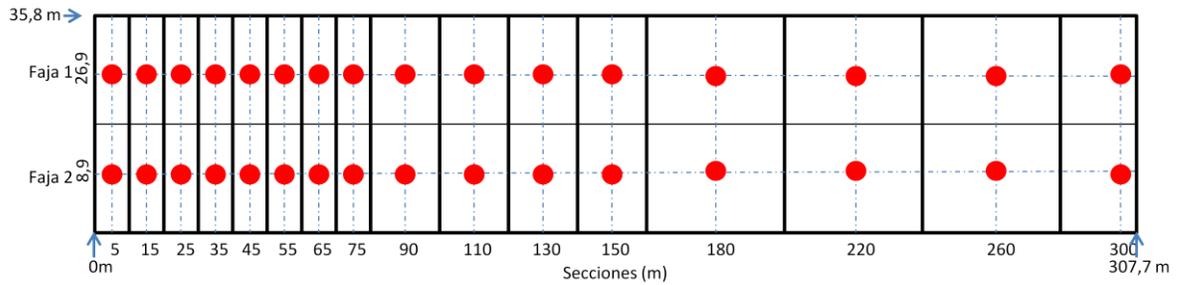
6.2. Batimetría

La batimetría se realizó en cada una de las piletas de tratamiento mediante una vara graduada de 3 metros, un bote y señalizadores. Primeramente se subdividió a las piletas de tratamiento primario y secundario en dos fajas longitudinales y en 16 y 9 secciones transversales, respectivamente. De esta manera se fraccionó a las lagunas primarias en 32 sub-áreas y a las secundarias en 18, concentrando el esfuerzo de muestreo en la zona cabecera. Se muestreó el punto central de cada sub-área en el que se efectuaron dos mediciones, la primera correspondiente a la altura de la lámina de agua y la segunda a la altura de la lámina de agua más el espesor de lodo acumulado. La última medida se generó introduciendo la vara graduada en la laguna hasta hacer fondo con el piso de la misma. Las mediciones se realizaron en dos líneas ubicadas cada una a 12,5 m de la orilla en las lagunas primarias y a 10,7 m en las secundarias. Las alturas permitieron determinar el volumen total de la pileta, el espesor del lodo acumulado en el fondo y el volumen ocupado sólo por líquido, este último calculado por diferencia de los dos primeros.

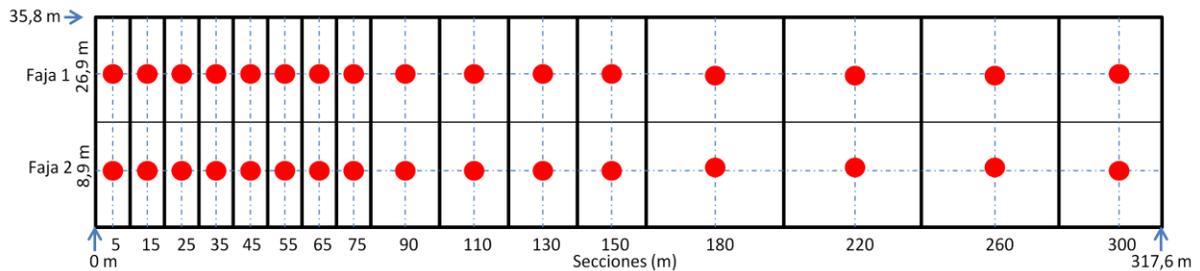
En la figura N° 15 se representa esquemáticamente la disposición de los ejes longitudinales y transversales cuyas intersecciones definieron los 32 puntos de muestreo en las lagunas primarias y los 18 puntos en las secundarias. Es pertinente aclarar que en el esquema no es representada la superficie de la lagunas que corresponde a los taludes que fueron construidos con una inclinación 1:2.

Distribución de los puntos de muestreos en cada una de las lagunas

Laguna N° 1



Laguna N° 2



Lagunas N° 3 y 4

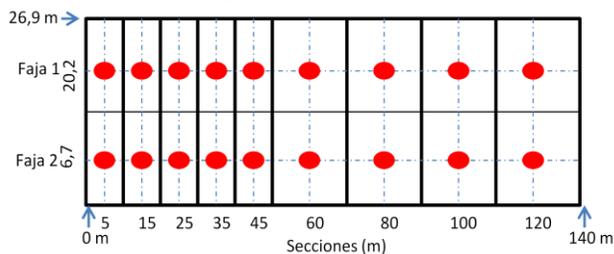


Figura N° 15: Ejes longitudinales y transversales en cuyas intersecciones se realizaron las mediciones para obtener el levantamiento batimétrico de las lagunas.

6.3. Parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos

Se recopilaron un total de 27 análisis bacteriológicos (Anexo II) y 29 análisis fisicoquímicos (Anexo III) del ARU sin tratar y de los efluentes para la serie de años 2006-2011. Durante los tres primeros años se llevaron a cabo el 77,7% y 75,8% de los análisis bacteriológicos y fisicoquímicos respectivamente. Se realizó al menos un muestreo por año para la laguna N° 1. En el resto de las lagunas se obtuvo un registro incompleto para el periodo bajo estudio. La serie de muestreos de la laguna N°2 fue desde marzo de 2006 hasta marzo de 2008 y se realizó un muestreo en el mes de abril de 2011. En el caso de la laguna N° 3 el periodo de registro fue desde diciembre de 2007 hasta marzo de 2008 y con un muestreo en el

mes de abril de 2011. En la laguna N° 4 se realizaron sólo dos análisis para todo el periodo bajo estudio.

En el registro de observaciones, realizadas por el personal de APA, se establece que la principal causa de la ausencia de muestreos de los efluente de las lagunas N° 2, 3 y 4 es la inaccesibilidad a las cámaras de registro, producto de la excesiva vegetación. La inexistencia de una serie de datos continuos en el tiempo dificultó el seguimiento de los parámetros en las lagunas N° 2 y 3 y lo imposibilitó en la laguna N° 4. En el periodo posterior a las obras de adecuación se efectuaron dos análisis fisicoquímicos y bacteriológicos, de los cuales sólo se pudo acceder a uno (Anexo IV).

Los parámetros utilizados (DQO, DBO₅, pH, SS a 2hs, SS a 10', CT y CF) para caracterizar el ARU a la salida de la cámara partidora y de las lagunas durante el periodo 2006-2011, fueron analizados mediante ANOVA simple (análisis de la varianza) para la comparación de medias, utilizando el Software Estadístico InfoStat/E 2011. En primer lugar se realizó un análisis exploratorio de los datos usando técnicas de estadística descriptivas para conocer el comportamiento de las variables, y en caso de ser necesario, se efectuó una depuración de los datos. Luego se verificó la hipótesis de normalidad de varianzas de las variables utilizando el Test de la W de Shapiro-Wilks y el Test de Levene para comprobar la homocedasticidad de los datos. En caso de no obtener normalidad u homogeneidad de varianzas (homocedasticidad) se transformaron los datos mediante el logaritmo en base diez. El personal que tomó las muestras no tuvo en cuenta el tiempo de retención hidráulica, por lo que se consideró que éstas son independientes. Al observar las fechas en las que fueron realizados los muestreos se puede concluir que es poco probable que se haya muestreado dos veces la misma agua.

Una vez comprobada la independencia, normalidad y homocedasticidad de los datos se procedió a realizar ANOVAs para verificar en qué casos existían diferencias significativas, teniendo en cuenta que esto ocurre a un nivel de significancia $p < 0,05$. Las variables que no presentaron normalidad y/u homocedasticidad después de aplicar logaritmo fueron analizadas mediante técnicas de estadística no paramétrica. Se utilizó el test de Kruskal-Wallis con un nivel de significancia $p < 0,0001$. Luego de realizar el análisis de la varianza, los casos con diferencias significativas fueron sometidos a un Test de Tukey ($p < 0,05$) para determinar que variables eran diferentes entre sí.

6.3.1. Degradabilidad del ARU

Para determinar la presencia o ausencia de desperdicios biológicamente resistentes o de condiciones tóxicas en el ARU sin tratamiento, se realizó el análisis de la evolución temporal de la degradabilidad del ARU sin tratar, utilizando la relación DQO/DBO₅.

6.3.2. Eficiencia en la remoción de DBO₅ y de bacterias totales y fecales.

El porcentaje de eficiencia se obtiene a través de la diferencia entre los valores de los parámetros del efluente en su ingreso a la planta de tratamiento y los valores a la salida.

$$E(\%) = \frac{\text{Parámetro en líquido previo al tratamiento} - \text{Parámetro en líquido tratado}}{\text{Parámetro en líquido previo al tratamiento}} \times 100$$

6.4. Comparación de los valores de los parámetros del ARU tratada con las normativas vigentes

Los valores medios de los parámetros del efluente muestreado, obtenidos de los análisis del periodo 2006-2011, fueron contrastados con los límites establecidos por el ítem A del Anexo del Decreto Provincial 2793/06. Antes de las obras de adecuación el efluente tratado era derramado fuera de los límites del predio de la planta de tratamiento y dirigido al cuenco receptor “De Blanco” a través de un canal a cielo abierto paralelo a la ruta.

Los valores de los parámetros que caracterizaron al efluente en el muestreo efectuado en Junio de 2013, posterior a las obras de adecuación, fueron contrastados con el ítem B del Anexo del Decreto Provincial 2793/06, con las directrices de la OMS y con las recomendaciones establecidas por Blumenthal et al. (2000). Los valores de los parámetros provenientes del análisis de un solo muestreo no son representativos de la calidad del efluente final del periodo posterior a las obras de adecuación. Sin embargo, fueron considerados para estimar el funcionamiento actual, junto con las observaciones realizadas a campo.

6.5. Parámetros hidráulicos de las lagunas facultativas

Los parámetros hidráulicos fueron obtenidos a partir de cálculos en los que intervienen los resultados de los análisis y de las mediciones realizadas a campo, y los valores reales obtenidos fueron contrastados con valores teóricos.

6.5.1. Carga orgánica superficial

La carga orgánica superficial teórica se calculó a partir de las fórmulas empírica propuesta por Ferrer Polo y Seco Torrecillas (2008), considerando la temperatura de diseño superior a 10 °C:

$$L_s = 515 \times (1.107 - 0.0002 \times T)^{T-25}$$

L_s = carga orgánica superficial [Kg DQO biodegradable/ha.d]
T= temperatura de diseño en °C (16 °C)

Para convertir el valor de Kg de DQO_{biodegradable}/ha.d a Kg de DBO₅/ha.d Ronzano (2002) propone una relación de DQO_{bio}/DBO₅=1,46.

Según Mara (1995) citado en Von Sperling (1996) propone una fórmula alternativa para determinar la carga orgánica superficial en lagunas facultativas con profundidad entre 1,5-2 metros y temperatura de diseño mayor de 10 C°:

$$L_s = 350 \times (1.107 - 0.002 \times T)^{T-25}$$

L_s = carga orgánica superficial [Kg DQO biodegradable/ha.d]
T= temperatura de diseño en °C (16 °C)

Una vez obtenida la carga orgánica superficial se determinó la superficie teórica necesaria de las lagunas mediante la siguiente formula empírica (Ferrer Polo y Seco Torrecillas, 2008):

$$A = 10 \times S_i \times Q / L_s$$

A=superficie de la laguna [m²]
S_i=DQO biodegradable del agua residual [g/m³]
Q=caudal afluente medido [m³/d]

Por otra parte, Crespo (2009) propone calcular el área mediante la siguiente fórmula:

$$A = \frac{L}{L_s}$$

L=valor medio de la DBO₅ afluente [kg DBO/d]
 L_s = carga orgánica superficial [Kg DQO biodegradable/ha.d]

La carga orgánica real de las lagunas primarias fue determinada a partir del promedio de la DBO₅ (232 mg/L) del ARU sin tratamiento obtenida en los análisis realizados durante la estación otoñal de los años 2008 y 2009;, y de los caudales obtenidos durante la misma estación del año 2013. En las lagunas secundarias la carga orgánica se determinó de la misma manera que en las primarias, pero a partir del promedio de la DBO₅ del efluente de la laguna primaria N°1 (73,2 mg/L).

6.5.2.- *Tiempo de retención hidráulica*

A partir del cálculo del volumen del líquido embalsado en cada laguna y del caudal afluente se estimó el tiempo de retención hidráulica. Para ello se utilizó la siguiente fórmula:

$$T = \frac{v}{q}$$

T = tiempo de retención

v = volumen efectivo de la laguna [m³]

q = caudal afluente medido [m³/día]

7. Resultados y discusión

7.1. *Reconocimiento del área de estudio*

La vegetación presente en el perímetro de las lagunas reduce la superficie destinada a cubrir la demanda de oxígeno de las bacterias mediante la fotosíntesis de las algas. Además disminuye la velocidad de las corrientes de aire necesarias para la oxigenación y la distribución uniforme de la DBO₅, el oxígeno disuelto, las microalgas y las bacterias en los primeros centímetros de la columna de agua. La reducción de las corrientes de aire provoca una estratificación de las poblaciones de microalgas que se concentran en la superficie en un espesor de 20 cm durante las horas de luz.

Debido a que la zona de evacuación de las lagunas estaba dispuesta sobre el pelo de agua, la calidad del efluente final pudo verse disminuida por la concentración de sólidos en suspensión (microalgas) que se traduce en una mayor DBO₅. La materia orgánica que se acumula en la zona de evacuación de las lagunas primarias es transportada a través del conducto de salida hacia las lagunas secundarias. El ingreso de la materia afecta negativamente el rendimiento de estas últimas lagunas porque no han sido diseñadas para

recibir afluentes con elevada carga orgánica. Además el material flotante reduce la superficie destinada a la generación de oxígeno mediante la fotosíntesis.

La filtración del agua residual genera el riesgo de contaminación del agua subterránea, un recurso sumamente valioso que es utilizado a diario por las personas que viven en la zona. A su vez la filtración provoca otro inconveniente, la formación de globos de gases, llamados “lomo de ballena”, que generan una reducción del volumen efectivo de la laguna y por lo tanto del tiempo de retención hidráulico con el que había sido diseñada. Los lomos de ballena se producen por la fermentación anaeróbica de la materia orgánica contenida en el agua residual que infiltró, lo que produce gas metano que se acumula por debajo de la membrana.

El desarrollo de la coloración rosada es un claro indicio de que las lagunas, a pesar de las obras de adecuación, funcionan deficientemente y bajo condiciones para las cuales no fueron diseñadas (anaerobiosis).

7.2. Mediciones realizadas a campo

7.2.1. Medición de caudal

El caudal afluente medio diario obtenido en cada una de las lagunas facultativas durante el mes de mayo de 2013 fue diferente entre los tratamientos como dentro de los mismos (Tabla N° 7). La mayor diferencia se registró entre los caudales medios diarios correspondientes al tratamiento secundario, siendo el de la laguna N° 3 más del doble que el de la N° 4. El origen de esta diferencia es el desnivel que se presenta en las cañerías de ingreso. Las variaciones en los caudales generan desigualdades en los tiempos de retención hidráulica entre las lagunas, contribuyendo a un tratamiento defectuoso.

Tabla N° 7: Valores de caudal afluente medio diario de las lagunas facultativas de la planta de tratamiento de la ciudad de Toay.

Lagunas facultativas		Caudal [m ³ /día]
Tratamiento primario	1	546,5
	2	429,1
Tratamiento secundario	3	676,5
	4	299,3

En las mediciones de los caudales a distintos horarios del día se constataron grandes variaciones de ingreso a las lagunas primarias, con picos máximos de 39,1 m³/hs a las 22:00 hs y picos mínimos de 8,4 m³/hs a las 7:00 hs. Como consecuencia de la variación de los caudales afluentes la tasa de carga orgánica varía y genera cambios bruscos en el hábitat de las comunidades de microorganismos involucrados en el tratamiento, afectando al desempeño de los procesos de cada laguna.

7.2.2. Batimetría

Mediante la batimetría se determinó la altura de la lámina de agua y el espesor de lodo, que junto al largo y el ancho total de las lagunas, permitieron calcular sus volúmenes (Tabla N° 8). Se observaron diferencias en las dimensiones entre las lagunas del mismo tratamiento, principalmente entre las primarias.

Tabla N° 8: Dimensiones reales de las lagunas de la planta de tratamiento de la ciudad de Toay.

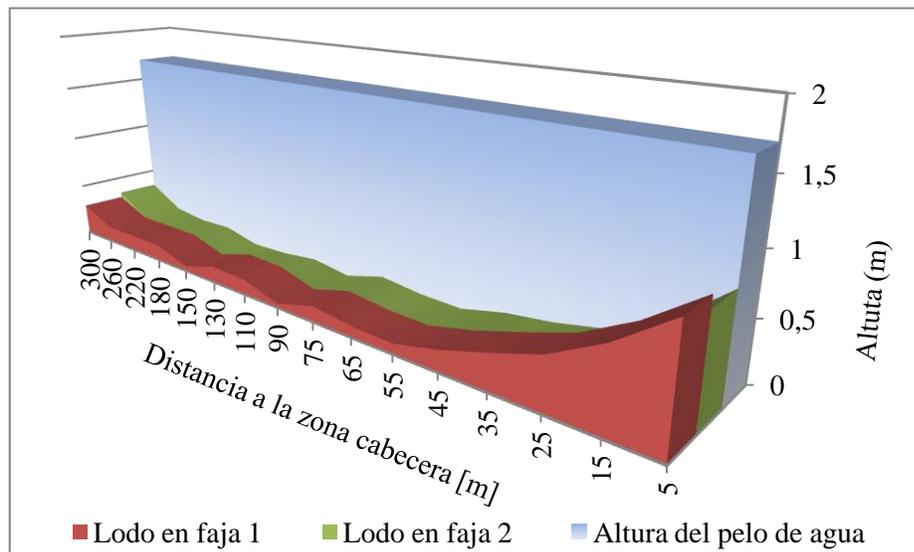
	Lagunas facultativas			
	1	2	3	4
Profundidad promedio (líquido+lodo) [m]	1,7	1,6	1,4	1,5
Largo total [m]	314,9	324,7	140	140
Ancho total [m]	43	43	35	35
Volumen total [m ³] (líquido+lodo)	20.970	20.445	6.089	6.379
Volumen de líquido [m ³]	18.834	20.274	5.650	6.288
Volumen de lodo [m ³]	2.136	171,5	438,7	91
% del volumen ocupado por el lodo	10,2	0,8	7,2	1,4

Se determinó que las lagunas N° 1 y 3 acumulaban mayor cantidad de lodo, con un 10,2 % y 7,2 % del volumen total respectivamente. Por lo tanto, el volumen del líquido almacenado es más reducido que en las lagunas equivalentes (Figuras N° 16 y 17). Estas últimas presentaron un volumen de lodo acumulado menor lo que evidencia la realización de

los trabajos de adecuación (extracción de barros y reemplazo de la membrana). También se observó una tendencia de incremento en el espesor del lodo en la zona cabecera de las lagunas como producto de la sedimentación de partículas, fenómeno más notable en las lagunas primarias porque la planta de tratamiento no cuenta con sedimentador. La acumulación de lodos modifica las profundidades de las lagunas y el tiempo de retención hidráulica, y produce flujos preferenciales y cortocircuitos hidráulicos que afectan la eficiencia de la planta.

La diferencia de color detectada entre las lagunas primarias durante la estación otoñal del año 2013 se debe a que la laguna N° 2 recibe un menor caudal y por lo tanto menos carga orgánica, lo que permite la existencia de algas fotosintéticas. Además esta laguna posee un tiempo de retención hidráulica mayor que su laguna equivalente, porque sus lodos fueron evacuados durante las obras de adecuación.

Laguna N° 1



Laguna N° 2

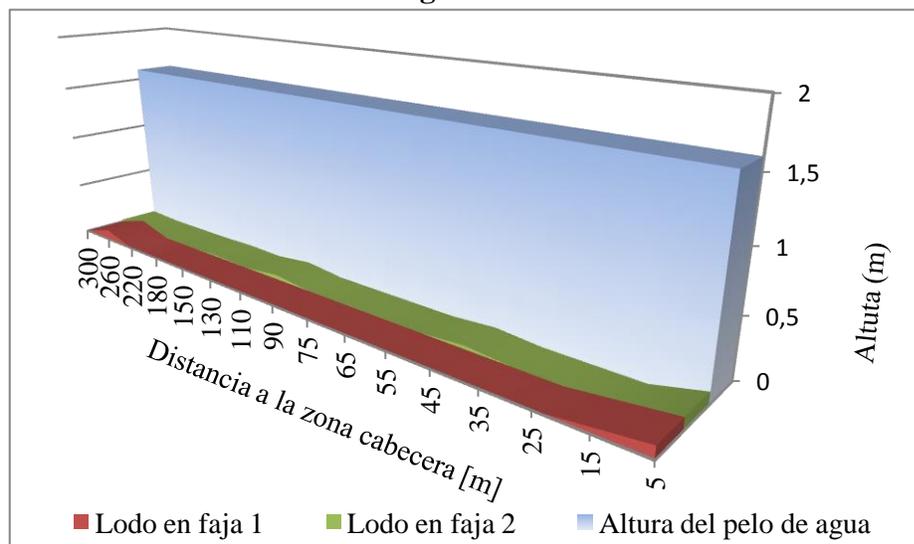
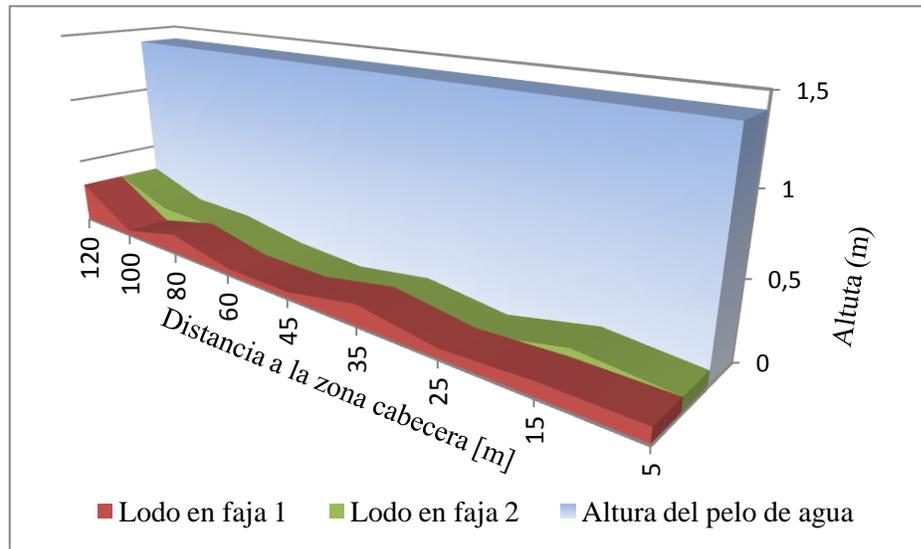


Figura N° 16: Altura del lodo acumulado en cada punto de muestreo de las lagunas de tratamiento primario. Sobre el eje de las abscisas se representa la distancia desde el punto de muestreo a la zona cabecera y en el eje de las ordenadas la altura del lodo acumulado y de la lámina de agua.

Laguna N° 3



Laguna N° 4

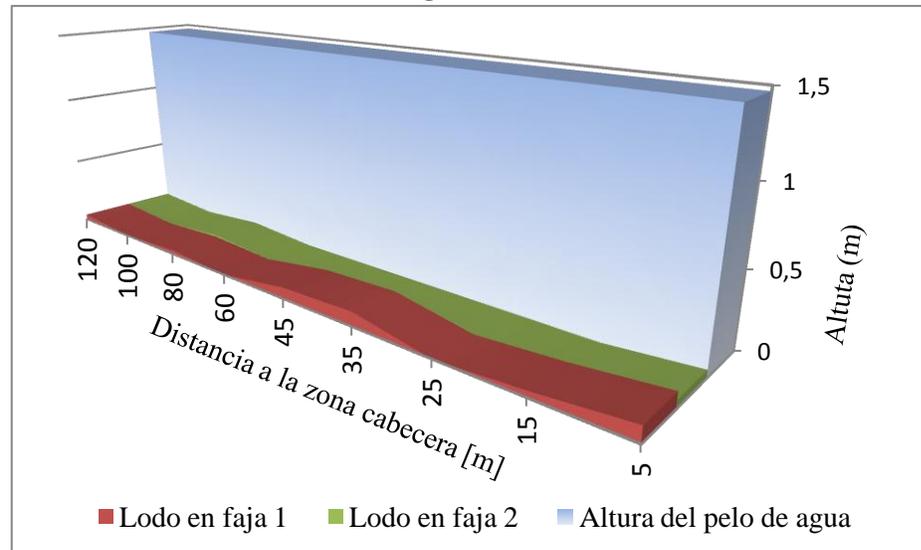


Figura N° 17: Altura del lodo acumulado en cada punto de muestreo de las lagunas de tratamiento secundario. Sobre el eje de las abscisas se representa la distancia desde el punto de muestreo a la zona cabecera y en el eje de las ordenadas la altura del lodo acumulado y de la lámina de agua.

7.2.3. Tiempo de retención hidráulica

En la tabla N° 9 se muestran los tiempos de retención hidráulica de las lagunas de la planta de tratamiento. Algunas medidas estuvieron por fuera del rango óptimo de tiempo. Como consecuencia del elevado caudal de ingreso y del reducido volumen de líquido embalsado, el tiempo de retención de la laguna N° 3 fue de tan solo 8 días, un valor por debajo de lo aconsejado. Por el contrario, el tiempo de retención de 47 días de la laguna N° 2 excedió el rango establecido debido al gran volumen de líquido embalsado en relación a su caudal de ingreso. Durante los meses de mayor generación de ARU el tiempo de retención de la laguna N° 3 se reduce aún más, al igual que el de la N° 2. Es probable que el tiempo de esta última laguna quede comprendido dentro del rango recomendado.

La diferencia registrada en el tiempo de retención entre las lagunas primarias fue de aproximadamente 13 días, y entre las secundarias de 11. Esta heterogeneidad detectada genera inconvenientes tanto en el control como en el desempeño de la planta de tratamiento.

Tabla N° 9: Tiempo de retención hidráulica de las lagunas de tratamiento primario y secundario en el mes de mayo de 2013.

Lagunas facultativas	Tiempo de retención hidráulica [días]
Laguna 1	34
Laguna 2	47
Laguna 3	8
Laguna 4	21

7.2.4. Exposición solar y carga orgánica superficial

La superficie del ARU con exposición solar en las lagunas primarias fue de 13.540 m² para la N° 1 y de 13.962 m² para la N° 2, mientras que en las lagunas secundarias fue de 4.900 m². En estas últimas lagunas la exposición solar puede ser menor debido al sombreado de la vegetación que poseen en su perímetro.

En las lagunas primarias N° 1 y 2 se obtuvieron valores de carga orgánica de 126,6 Kg DBO₅/d y 99,5 Kg DBO₅/d respectivamente, mientras que en las lagunas secundarias N° 3 y 4

los valores fueron de 49,9 Kg DBO₅/d y de 21,9 Kg DBO₅/d. A partir de estos valores reales se procedió a calcular la carga orgánica superficial real (Tabla N° 10).

Tabla N° 10: Carga orgánica superficial real de las lagunas primarias y secundarias.

	Laguna primarias		Lagunas secundarias	
	N° 1	N° 2	N° 3	N° 4
Carga orgánica superficial real [Kg DBO ₅ /d.ha]	97,4	71,1	99,0	43,8

Según las fórmulas teóricas propuesta la carga orgánica superficial debería ser entre 145-182,5 Kg DBO₅ /ha.d. Estos valores teóricos son superiores a los valores con los que realmente operó la planta de tratamiento durante la estación de otoño del año 2013. A partir de esta carga superficial se determinó el área superficial teórica (Tabla N° 11).

Tabla N° 11: Valores de la superficie obtenida a campo (real) y de la calculada mediante la fórmula aplicada por Crespo (2009) y la propuesta por Ferrer Polo y Seco Torrecillas (2008).

	Lagunas primarias		Lagunas secundarias	
	N° 1	N° 2	N° 3	N° 4
Superficie real [ha]	1,35	1,39	0,49	0,49
Superficie teórica [ha] Crespo (2009).	0,69	0,54	0,27	0,12
Superficie teórica [ha] Ferrer Polo y Seco Torrecillas (2008).	0,87	0,68	0,34	0,15

En la tabla N° 11 se puede observar que entre las superficies ideales, calculadas mediante las metodologías propuestas no existieron grandes diferencias. Si existen importantes diferencias entre estos valores y la superficie real, siendo esta última superior en todas las lagunas. Esto indica que existe un sobredimensionamiento de las lagunas para la estación otoñal del año 2013, condición que genera deficiencia en el tratamiento.

7.3. Parámetros físicoquímicos y bacteriológicos

7.3.1. pH

En la tabla N° 12 se exponen los valores de pH obtenidos a través de los registros. Mediante los análisis se observó que existe diferencia significativa entre los diferentes efluentes (ANOVA, $F_{3;83} = 0,20$; $p = 0,8968$). Los valores de pH se encuentran por encima de 6,5, respetando los límites establecidos en el ítem A del Anexo del Decreto Provincial 2793/06.

Tabla N° 12: Valores medios de pH y desvío estándar para los efluentes de la cámara partidora (S/T) y de las lagunas N° 1, 2 y 3; en el periodo 2006-2011.

	S/T	Laguna N° 1	Laguna N° 2	Laguna N° 3
Media \pm desvío estandar	7,46 \pm 0,18	7,46 \pm 0,18	7,41 \pm 0,15	7,51 \pm 0,16

En marzo de 2007 se registró un pH con un valor de 8,9 en el efluente de la laguna N° 1. Este elevado valor puede ser explicado por el consumo de dióxido de carbono por parte de algas fotosintéticas y la elevada producción de amoníaco como producto de la degradación de la materia orgánica nitrogenada. El pH obtenido para el efluente final luego de las obras de adecuación fue de 7,1. Este valor cumple con el ítem B del Anexo del Decreto Provincial.

7.3.2. DBO₅

En el análisis de los datos se encontró diferencia significativa en la DBO₅ entre los efluentes provenientes de los diferentes tratamientos (ANOVA, $F_{3;69} = 29,99$; $p < 0,0001$). Las diferencias halladas fueron significativas entre la DBO₅ de la cámara partidora y de las lagunas de tratamiento primario, y entre estas últimas y la laguna de tratamiento secundario (Figura N° 18). Esto indica la reducción continua de la carga contaminante del agua residual a medida que circula por los diferentes compartimentos de la planta de tratamiento. El valor promedio de DBO₅ y el desvío estándar para el ARU sin tratar fueron de 271 ± 109 mg/L, con valores máximos mayores a 400 mg/L durante los meses de agosto y septiembre de 2006 y octubre de 2010. El valor medio se encuentra dentro de los valores esperados para el ARU bruta (200 a 400 mg/L) y corresponde a un grado de contaminación media. Los valores

máximos pudieron deberse a eventuales descargas clandestinas sobre la red cloacal, como se observó durante mayo de 2013 (Figuras N° 11 y 12).

Para el efluente de la laguna N° 1 se obtuvo una media y un desvío de $118,6 \pm 49$ mg/L y para la laguna N° 2 de 133 ± 51 mg/L. Como puede observarse en la figura N° 18 no hay diferencias significativas en la DBO_5 entre ambas lagunas de tratamiento primario debido a que funcionan con similar eficiencia. En cuanto al efluente de la laguna N° 3 se registró una media aritmética y un desvío estándar de 79 ± 43 mg/L, con máximos de 197 mg/L y 140 mg/L en los meses de marzo y agosto de 2008. Si bien existe diferencia significativa en la DBO_5 entre los efluentes de las lagunas primarias y la secundaria, el efluente de esta última supera el máximo establecido por el ítem A del Anexo del Decreto Provincial (50 mg/L). Los valores máximos detectados durante el periodo anterior a las obras de adecuación pueden deberse a la influencia de la descarga de camiones atmosféricos sobre la laguna. En los dos análisis efectuados en la laguna N°4 se obtuvo una DBO_5 de 88 mg/L y de 162 mg/L, valores que tampoco cumplen con la legislación.

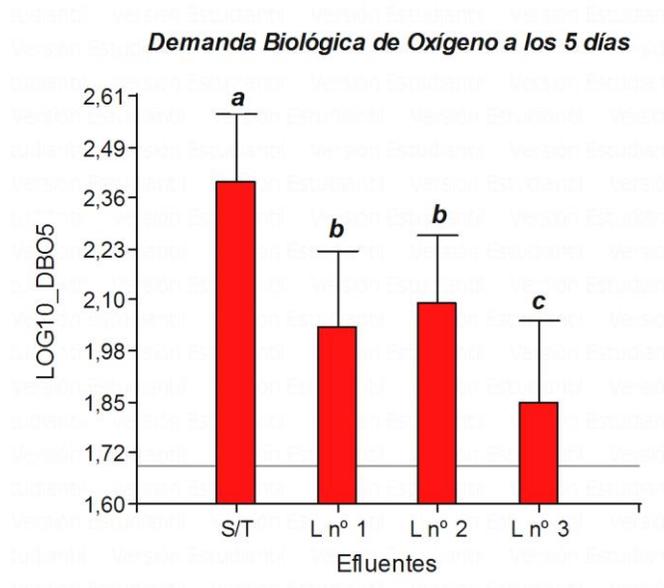


Figura N° 18: Valores medios de la DBO_5 del agua residual sin tratamiento (S/T) y de los efluentes provenientes de las lagunas N° 1, 2 y 3. Letras diferentes entre columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$, prueba de Tukey). Se muestra mediante una línea el valor límite fijado por el ítem A del Anexo del Decreto Provincial 2793/06 (50 mg/L).

En el muestreo posterior a las obras de adecuación la DBO₅ arrojó un valor de 106 mg/L para el efluente final, cumpliendo con lo establecido en el ítem B del Anexo del Decreto Provincial 2793/06 (200 mg/L). El cumplimiento de la normativa legal provincial no se logra por una mejoría de la calidad del efluente final, sino porque el ítem B del Anexo es menos restrictivo en este parámetro que el ítem A. Por lo tanto la planta de tratamiento sigue teniendo inconvenientes en su funcionamiento.

7.3.2.1. Eficiencia de remoción en el periodo anterior a las obras de adecuación

En las tablas N° 13, 14 y 15 puede observarse que la mayoría de los porcentajes de remoción de la DBO₅ en las lagunas primarias y secundarias están por debajo de los valores recomendados de entre 80-95%. La baja eficiencia determina que el efluente no alcanza, al final del tratamiento, la calidad exigida en el ítem A del Anexo del Decreto Provincial 2793/06. El crecimiento masivo de microalgas en los meses de primavera y verano es la causa de la baja eficiencia de remoción de la DBO₅ en la laguna secundaria, llegando a ser en algunos casos negativa. Otras causas son la presencia de vegetación en las orillas, que disminuye las corrientes de aire, y el hecho de que la zona de evacuación se encontraba sobre el pelo del agua. También la posible descarga de camiones atmosféricos a esta laguna pudo generar deficiencias en el tratamiento. La eficiencia negativa registrada en julio de 2008 en la laguna N° 1 pudo deberse a la influencia de eventuales ingresos de agua residual con características diferentes a la de origen doméstico, como se observó luego de las obras de adecuación.

Tabla N° 13: Porcentaje de remoción de la DBO₅ de la laguna primaria N° 1 para el periodo 2006-2011.

Fecha de análisis	% de remoción de DBO₅
mar-06	13,9
may-06	65,6
ago-06	83,6
sep-06	64,3
nov-06	57,1
mar-07	69,5
jun-07	65,7
sep-07	39,9
oct-07	39,8
dic-07	79,2
mar-08	78,6
abr-08	72,3
may-08	69,6
jul-08	negativo
ago-08	29,1
sep-08	66,4
oct-08	51,3
nov-08	negativo
mar-09	50,0
may-09	62,8
jun-10	35,0
ago-10	41,0
oct-10	69,4
abr-11	55,1

Tabla N° 14: Porcentaje de remoción de la DBO₅ de la laguna primaria N° 2, para el periodo 2006-2008.

Fecha de análisis	% remoción de la DBO₅
mar-06	negativo
may-06	76,1
ago-06	81,1
sep-06	55,9
nov-06	28,4
mar-07	70,5
jun-07	60,0
sep-07	57,2
oct-07	27,7
dic-07	38,5
mar-08	82,3

Tabla N° 15: Porcentaje de remoción de la DBO₅ de la laguna secundaria N° 3(*).

Fecha de análisis	% remoción de la DBO₅
dic-07	negativo
mar-08	negativo
abr-08	negativo
may-08	39,3
jul-08	81,4
ago-08	21,3
sep-08	46,6
oct-08	22,9
nov-08	50,0
mar-09	25,5
may-09	21,9
jun-10	31,2
oct-10	59,1
abr-11	68,3

*Se utilizó la DBO₅ proveniente del análisis efectuado al efluente de la laguna N° 1 como valor de la DBO₅ de ingreso a la laguna N° 3.

7.3.3. DQO

En el análisis de la DQO se encontró diferencia significativa entre los efluentes provenientes de los diferentes tratamientos (ANOVA, $F_{3;83}=13,85$; $p < 0,0001$). Las diferencias significativas se hallaron entre el ARU sin tratar y los efluentes de las lagunas primarias, no encontrándose diferencias entre estas últimas y la laguna secundaria (Figura N° 19). Esto indica una baja eficiencia en la remoción de la DQO en la laguna N° 3.

En el análisis de la DQO, el ARU sin tratar presentó una media aritmética y un desvío estándar de 424 ± 99 mg/L con máximos > 600 mg/L en los meses de mayo y agosto de 2006 y abril de 2010. Al igual que el parámetro analizado anteriormente, el valor medio obtenido en la DQO corresponde a un ARU con un grado de contaminación media.

En el efluente de la laguna N° 1 se registró una media aritmética y un desvío estándar de 333 ± 66 mg/L y en la laguna N° 2 de 310 ± 79 mg/L. En la laguna N° 3 los valores fueron

281 ± 53 mg/L, con un máximo de 403 mg/L en diciembre de 2007. Por último en la laguna N° 4 se registraron valores de 442 mg/L (diciembre 2007) y 271 mg/L (marzo de 2008). Los valores medios obtenidos para el efluente tratado durante el periodo 2006-2011 no cumplen con el límite establecido en el ítem A del Anexo del Decreto Provincial.

Al igual que el parámetro anterior, los valores máximos observados en el ARU sin tratar pueden deberse al ingreso eventual de agua residual con características diferentes a la media estándar. Esto se traduce en una alteración de la calidad del efluente en las demás lagunas. Los valores máximos registrados en las lagunas N° 3 y 4 reflejan la incidencia de las descargas de camiones atmosféricos.

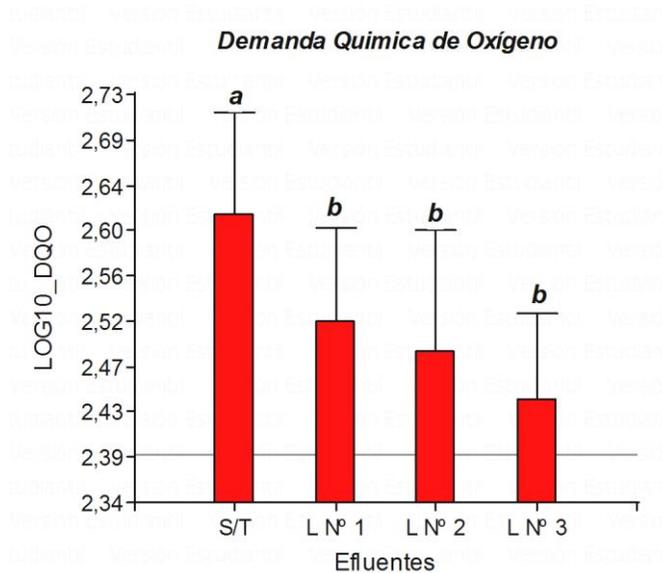


Figura N° 19: Valores medios de la DQO del agua residual sin tratamiento (S/T) y de los efluentes de las lagunas N° 1, 2 y 3. Letras diferentes entre columnas indican diferencias significativas ($p < 0,05$, prueba de Tukey). Se muestra mediante una línea el valor límite fijado por el ítem A del Anexo del Decreto Provincial 2793/06 (250 mg/L).

El valor de la DQO registrado en el análisis del efluente final en 2013 fue de 340 mg/L. Este valor se encuentra por debajo del límite establecido por el ítem B del Anexo del Decreto Provincial, y el motivo por el que cumple con este límite es el mismo que para el parámetro DBO_5 .

7.3.4. Degradabilidad del ARU sin tratamiento

En la figura N° 20 se muestra la evolución temporal de la degradabilidad del ARU sin tratar. La media estándar fue de 1,7. Este valor indica un ARU bruta con una carga de materia orgánica degradable superior al 80 % de la DQO y por lo tanto da indicio de la ausencia de efluentes de origen industrial en la red cloacal. De todas maneras no se descarta la posibilidad de la presencia de efluentes industriales porque pudieron no ser detectados debido a la baja intensidad de muestreo. Además se visualizaron cambios bruscos en las características del efluente proveniente de la cámara partidora (Figura N° 11 y 12).

La degradabilidad para el ARU sin tratamiento luego de las obras de adecuación fue de 2,14, valor superior al valor medio obtenido para la serie 2006-2011 y al valor teórico de 2,08.

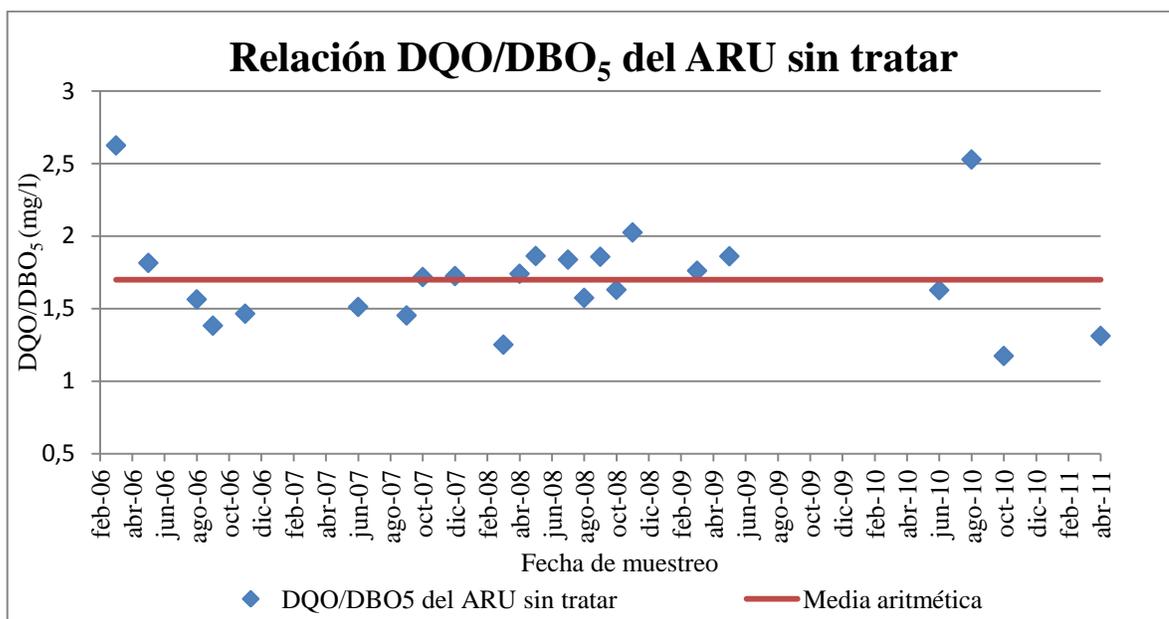


Figura N° 20: Evolución temporal de la degradabilidad del ARU para el periodo 2006-2011, utilizando la relación DQO/DBO₅. Este indicador registró una media aritmética de 1,7 con un desvío estándar de $\pm 0,3$, un valor máximo de 2,62 (marzo de 2006) y un valor mínimo de 1,17 (octubre de 2010).

7.3.5. Sólidos sedimentables

Los valores de la carga de sólidos sedimentables no cumplieron con los supuestos de normalidad y/o homocedasticidad. Se encontró diferencia significativa en el contenido de SS 2 hs. Esta diferencia fue mayor entre el ARU sin tratar y el efluente de las lagunas primarias, no existiendo diferencias entre las lagunas de tratamiento primario y la de tratamiento secundario (Figura N° 21).

La media y el desvío estándar de los SS 2 hs para el ARU sin tratamiento fueron de $1,6 \pm 2,5$ ml/L, con un máximo de 8,5 ml/L en mayo de 2006. El efluente de la laguna N° 1 presentó una media y un desvío estándar de $0,15 \pm 0,12$ ml/L y a la salida de la laguna N° 2 de $0,19 \pm 0,24$ ml/L. En el efluente final (salida de la laguna N° 3) se obtuvo una media de $0,12 \pm 0,1$ ml/L y las dos muestras realizadas sobre el efluente de la laguna N° 4 presentaron valores de 0,1 ml/L.

En la figura N° 21 se observa que el desvío estándar se reduce drásticamente en el efluente de las lagunas de tratamiento secundario, disminuyendo las fluctuaciones de las concentraciones de los sólidos en suspensión. Esto se logra por el elevado tiempo de retención hidráulica con el que han sido diseñadas las lagunas primarias, eliminando la mayoría de las partículas sedimentables por precipitación. El efluente final cumple con el valor máximo establecido por el ítem A del Anexo del Decreto Provincial.

En el análisis posterior a la obra de adecuación se obtuvo un valor de 0,2 ml/L de SS 2 hs, cumpliendo con el límite establecido en el ítem B del Anexo de la normativa vigente.

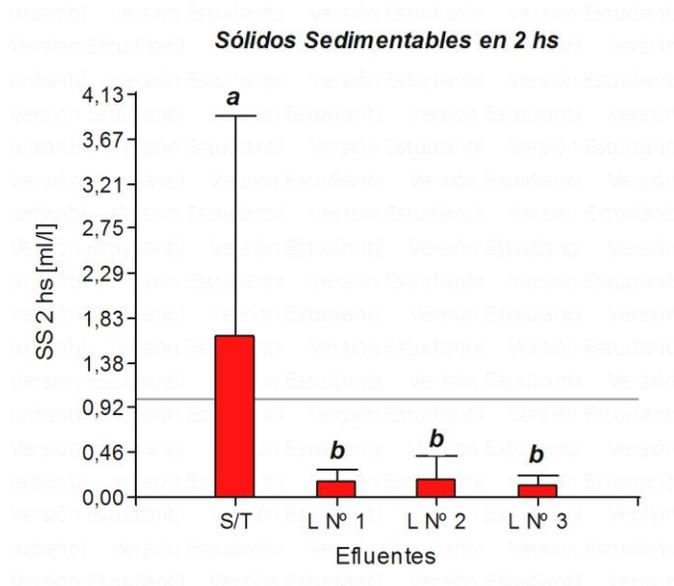


Figura N° 21: Valores medios de sólidos sedimentables en 2 horas (SS 2 hs) para el agua residual sin tratamiento (S/T) y para los efluentes provenientes de las lagunas N° 1, 2 y 3. Las medias con letras iguales no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). En el gráfico se indica mediante una línea el valor límite establecido por el ítem A del Anexo del Decreto Provincial 2793/06 (1 ml/L).

En el análisis de SS 10' también se encontró diferencia significativa. Esta diferencia fue mayor entre el ARU sin tratar y el efluente de las lagunas primarias, no encontrando diferencia entre las lagunas de tratamiento primario y la de tratamiento secundario (Figura N° 22).

La media y el desvío estándar de los SS 10' para el ARU sin tratamiento fueron de $1 \pm 1,6$ ml/L y se obtuvo un máximo de 7 ml/L en mayo de 2006. En el efluente de la laguna N° 1 se registró una media y un desvío estándar de $0,11 \pm 0,06$ ml/L y a la salida de la laguna N° 2 una media aritmética de 0,1 ml/L. En el efluente final se obtuvo una media y un desvío estándar de $0,11 \pm 0,05$ ml/L, con un valor máximo de 0,3 ml/L en noviembre de 2008. En las dos muestras correspondientes al efluente de la laguna N° 4 se obtuvieron valores de 0,1 ml/L.

En la figura N° 22 se observa que, al igual que el parámetro anterior, el ARU sin tratamiento sufrió una reducción significativa en el contenido medio de sólidos sedimentables y en su variabilidad, luego del tratamiento primario. Esto indica una alta eficiencia en la remoción de SS 10' en las lagunas primarias.

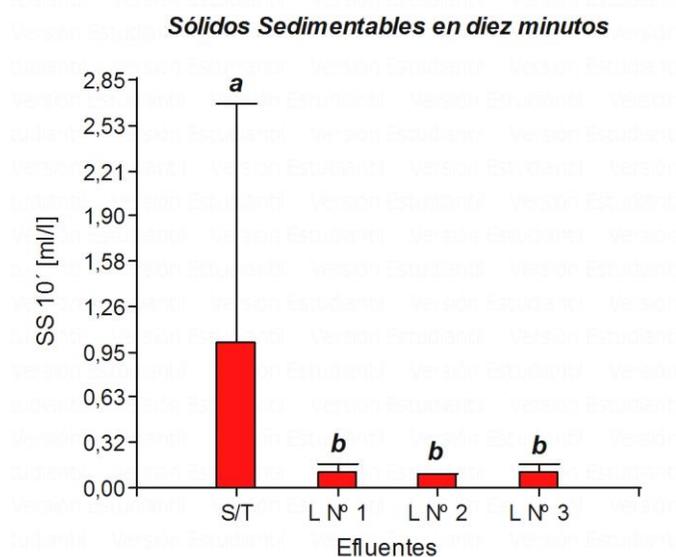


Figura N° 22: Valores medios de sólidos sedimentables en 10 minutos (SS 10') del agua residual sin tratamiento (S/T) y de los efluentes provenientes de las lagunas N° 1, 2 y 3. Las medias con letras iguales no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

El efluente final no logró cumplir con el valor máximo establecido por el ítem A del Anexo del Decreto Provincial 2793/06 (0 ml/L). El incumplimiento pudo deberse a la incidencia de la voladura de suelo, proveniente de excavaciones realizadas en cercanía de las lagunas, principalmente de las secundarias.

Luego de las obras de adecuación para los SS 10' se obtuvo un valor de 0,2 ml/L, cumpliendo con el límite máximo establecido en el ítem B del Anexo del Decreto Provincial. Sin embargo, como se mencionó anteriormente este ítem es más permisivo que el A.

7.3.6. *Coliformes totales y fecales*

En el análisis de coliformes totales se encontró diferencia significativa entre los efluentes provenientes de los diferentes tratamientos (ANOVA, $F_{3;77}=40,18$; $p < 0,0001$). Las diferencias fueron halladas entre el ARU sin tratar y los efluentes de las lagunas primarias, y entre el efluente de la laguna N° 1 y la laguna de tratamiento secundario N° 3 (Figura N° 23). También se encontró diferencia en la capacidad de remoción de coliformes totales entre las lagunas de tratamiento primario, siendo la N° 2 más eficiente que la N° 1.

En el ARU sin tratar se hallaron elevadas concentraciones de coliformes totales, registrando una media y un desvío estándar de $3,1 \times 10^7 \pm 9,4 \times 10^7$ N.M.P./100 ml, y valores máximos $\geq 3 \times 10^7$ N.M.P./100 ml en el 29,6 % de las muestras. Para el efluente de la laguna N° 1 se obtuvo una media y un desvío estándar de $8,2 \times 10^5 \pm 1,6 \times 10^6$ N.M.P./100 ml y en la laguna N° 2 de $1,8 \times 10^5 \pm 1,6 \times 10^5$ N.M.P./100 ml. El número promedio de células coliformes y su desvío estándar en el efluente de la laguna N° 3 fue de $3,09 \times 10^5 \pm 5,9 \times 10^5$ N.M.P./100 ml y se obtuvo un valor máximo de 2×10^8 N.M.P./100 ml en junio de 2010. Este último valor no se consideró en los cálculos porque no es semejante al resto de las muestras.

En la figura N° 23 se observa una reducción de la concentración del número de células coliformes totales en los efluentes, pero no fue suficiente para cumplir con el valor máximo de 2×10^4 N.M.P./100 ml, establecido en el ítem A del Anexo del Decreto Provincial.

En la figura N° 24 se realizó un análisis de la evolución del contenido de coliformes totales para el efluente de la laguna N°3 durante la serie de años 2007-2011. Se puede observar un aumento continuo en la concentración del parámetro, indicando una pérdida de la capacidad de la planta de tratamiento para esterilizar del agua residual.

Luego de la obra de adecuación se obtuvo un valor de 5×10^4 N.M.P./100 ml de células coliformes totales para el efluente final. Este valor no cumple con el límite máximo de 2×10^4 N.M.P./100 ml, establecido por el ítem B del Anexo del Decreto Provincial.

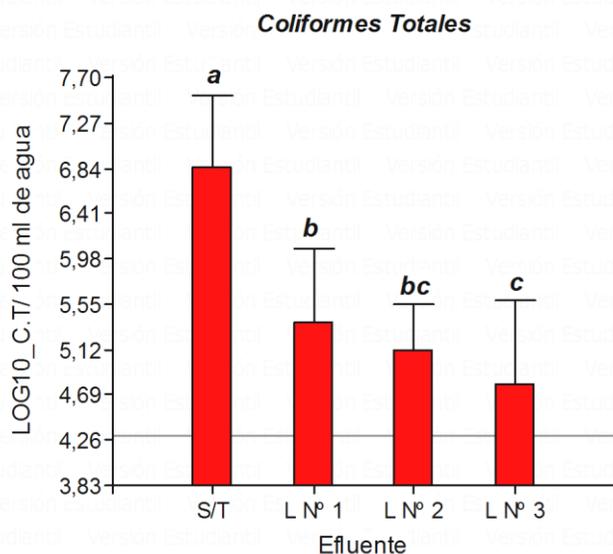


Figura N° 23: Valores medios de logaritmo del número de células coliformes totales en 100 ml de agua, para el efluente sin tratamiento (S/T) y los efluentes de las lagunas N° 1, 2 y 3. Las medias con letras iguales no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). Se indica mediante una línea el valor límite establecido por el ítem A del Anexo del Decreto Provincial.

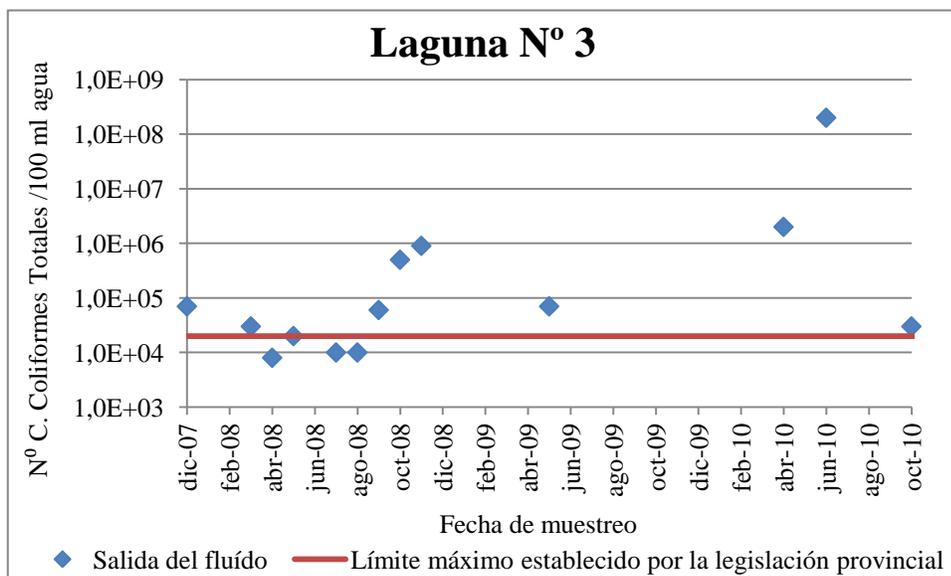


Figura N° 24: Evolución temporal del número de células coliformes totales en 100 ml de agua registrada para el efluente de la laguna N° 3 durante el periodo 2007-2011.

En el análisis del número de células coliformes fecales se encontró diferencia significativa entre los efluentes de los diferentes tratamientos (ANOVA, $F_{3:77} = 60,78$; $P < 0,0001$). Estas diferencias fueron mayores entre el efluente de la cámara partidora y el de las lagunas de tratamiento primario, y también entre estos últimos y el efluente de la laguna de tratamiento secundario (Figura N° 25). Al igual que en el parámetro anterior se observó un elevado contenido de células coliformes fecales sobre el ARU sin tratamiento, registrando una media y un desvío estándar de $3,8 \times 10^6 \pm 7,7 \times 10^6$ N.M.P./100 ml. El efluente de la laguna de tratamiento primario N° 1 presentó una media y un desvío estándar de $1 \times 10^5 \pm 1,3 \times 10^5$ N.M.P./100 ml y en la laguna N° 2 de $3,8 \times 10^4 \pm 2,9 \times 10^4$ N.M.P./100 ml. La media y el desvío estándar para el efluente de la laguna N° 3 fue de $2,2 \times 10^4 \pm 5,3 \times 10^4$ N.M.P./100 ml, con un máximo de 2×10^5 N.M.P./100 ml registrado en junio de 2010. Este último valor no fue considerado en los cálculos porque no es semejante al resto de las muestras. En los dos análisis efectuados en la laguna N° 4 se obtuvo un valor de 2×10^3 N.M.P./100 ml.

En la figura N° 25 se observa que el efluente final no cumplió, durante el periodo 2006-2011, con el valor de 5×10^3 N.M.P./100 ml, establecido en el ítem A del Anexo del Decreto Provincial, siendo las diferencias significativas halladas insuficientes entre los compartimentos que componen la planta de tratamiento.

En la figura N° 26 se realizó un análisis de la evolución temporal del contenido de coliformes fecales en el efluente de la laguna N° 3 durante la serie de años 2007-2011. Se puede observar un constante aumento en la concentración de este parámetro, indicando nuevamente una pérdida de la capacidad de la planta de tratamiento para esterilizar el agua residual.

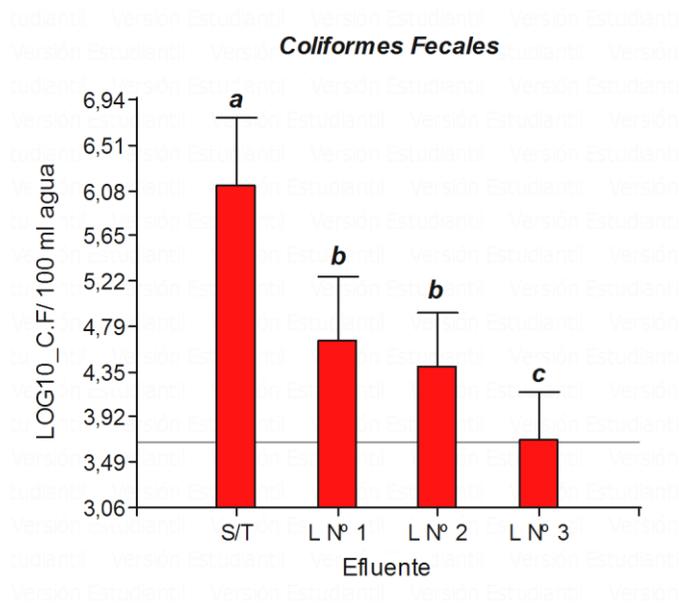


Figura N° 25: Valores medios de logaritmo del número de células coliformes fecales en 100 ml de agua, para el efluente sin tratamiento (S/T) y los efluentes de las lagunas N° 1, 2 y 3. Las medias con letras iguales no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). Se indica mediante línea el valor límite establecido por el ítem A del Anexo del Decreto Provincial 2793/06.

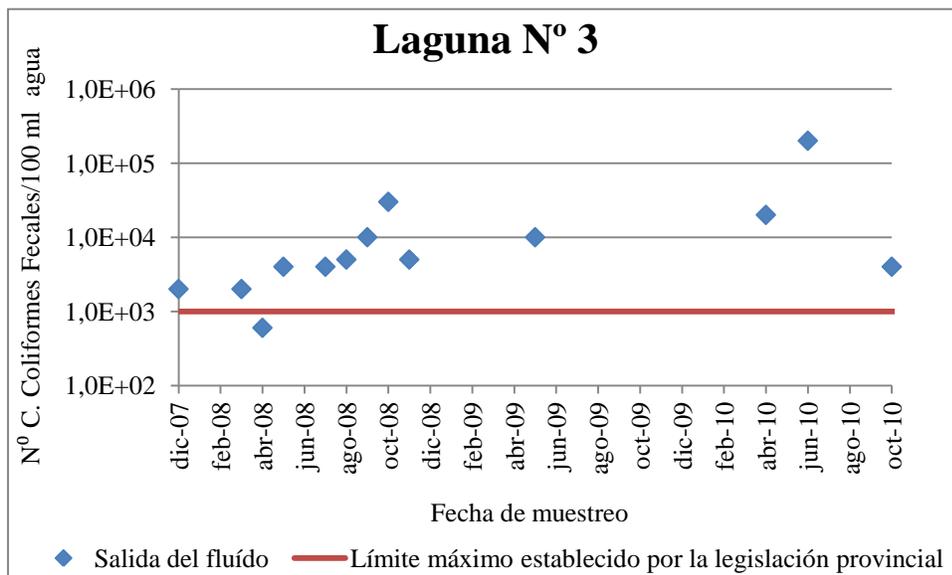


Figura N° 26: Evolución temporal del número de células coliformes fecales en 100 ml de agua registrada para el efluente de la laguna N° 3 durante el periodo 2007-2011.

En el análisis efectuado luego de las obras de adecuación se registró un valor de 2×10^4 N.M.P./100 ml de coliformes fecales presentes en el efluente final. Este valor supera el límite máximo de 1×10^3 N.M.P./100 ml establecido en el ítem B del Anexo del Decreto Provincial. No existe evidencia que afirme que el ARU tratada luego de la obra de adecuación cumple con la categoría B de las directrices de la OMS porque en los análisis efectuados por APA no se tiene en cuenta el número medio de huevos de nematodos intestinales.

En caso de ausencia de niños menores de 15 años en la propiedad donde se lleva a cabo el riego con ARU tratada, se cumple con el límite de 1×10^5 N.M.P./100 ml propuesto por otros autores para coliformes fecales. Estos también consideran como parámetro de calidad microbiológica del agua residual el número medio de huevos de nematodos intestinales, pero como se mencionó anteriormente este parámetro no se tiene en cuenta en los análisis. Por lo tanto no es posible afirmar que el ARU cumple en su totalidad con los límites de calidad.

7.3.6.1. Eficiencia de remoción en el periodo anterior a las obras de adecuación

Como consecuencia de los procesos de sedimentación, competencia, depredación y cambio de pH, sumado al elevado tiempo de retención hidráulica, la laguna N° 1 (periodo 2006-2011) presentó un buen porcentaje de remoción de coliformes (Tabla N° 16), ya que las bacterias patógenas no sobreviven largos periodos en los medios acuáticos.

Para la serie de años 2006-2008 la laguna N° 2 presentó un decaimiento en la eficiencia de remoción de coliformes a partir del mes de abril del año 2007 (Tabla N° 17; Figura N° 27). Antes de los trabajos de adecuación el volumen efectivo de esta laguna se encontraba reducido por la acumulación de gases por debajo de la membrana. Los globos de gases disminuyen el tiempo de retención hidráulica y por lo tanto reducen la eficiencia de remoción de células coliformes.

En la laguna N° 3 se observaron descensos bruscos en la eficiencia de remoción de coliformes, a tal punto que se registraron valores negativos (Tabla N° 18). Esto es un claro indicio de la influencia de las descargas de camiones atmosféricos en la misma, registrando una mayor densidad de células coliformes en el efluente que en el afluente.

Más allá de las deficiencias registradas en la remoción de coliformes, principalmente de las laguna N° 2 y 3, resulta imposible lograr cumplir con los niveles mínimos establecidos en el ítem A del Anexo del Decreto Provincial con sólo dos lagunas facultativas por líneas de tratamiento.

Tabla N° 16: Porcentaje de remoción de coliformes totales y fecales en la laguna de tratamiento primario N° 1.

Fecha de análisis	Remoción de Coliformes totales [%]	Remoción de Coliformes fecales [%]
mar-06	98,6	99,7
may-06	99,5	99,7
ago-06	86,7	99,8
sep-06	99,9	99,7
nov-06	92,5	99,8
mar-07	99,9	99,7
abr-07	98,0	99,7
may-07	80,0	99,8
jun-07	98,5	99,7
ago-07	80,0	99,8
sep-07	90,0	99,8
oct-07	95,0	99,8
dic-07	50,0	99,9
mar-08	95,0	99,8
abr-08	98,0	99,8
may-08	94,0	99,8
jul-08	99,7	99,7
ago-08	96,3	99,8
sep-08	88,6	99,8
oct-08	90,0	99,8
nov-08	66,7	99,8
may-09	71,4	99,8
abr-10	98,5	99,8
jun-10	73,3	99,8
ago-10	99,9	99,8
oct-10	97,5	99,8
abr-11	99,3	99,8

Tabla N° 17: Porcentaje de remoción de coliformes totales y fecales en la laguna de tratamiento primario N° 2.

Fecha de análisis	Remoción de Coliformes totales [%]	Remoción de Coliformes fecales [%]
mar-06	98,6	90,0
may-06	99,6	99,8
ago-06	99,0	97,8
sep-06	99,9	99,8
nov-06	99,3	99,9
mar-07	98,5	99,9
abr-07	99,0	99,9
may-07	91,0	73,3
jun-07	98,0	90,0
ago-07	85,0	65,0
sep-07	95,0	97,1
oct-07	66,7	75,0
dic-07	70,0	80,0
mar-08	92,5	92,5

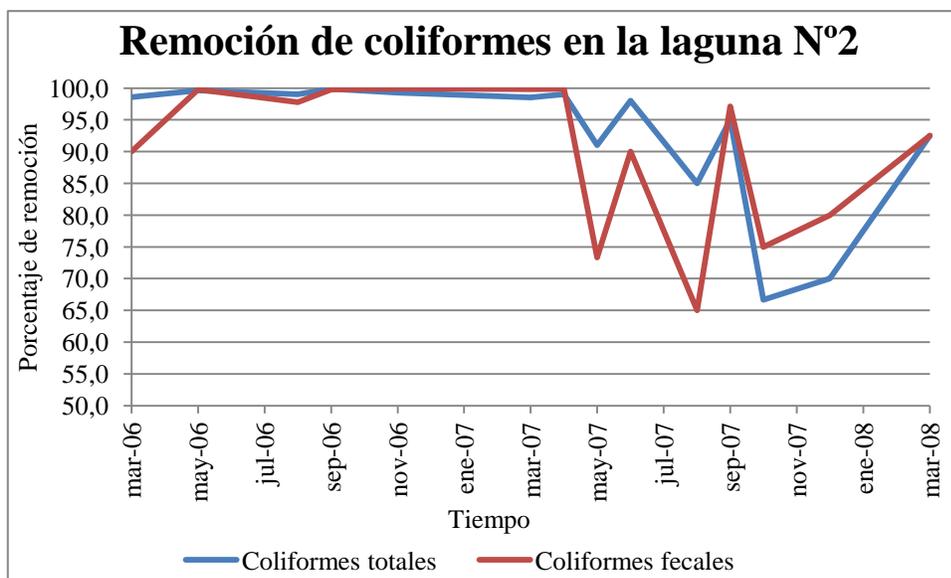


Figura N° 27: Evolución temporal del porcentaje de remoción de coliformes en la laguna de tratamiento primario N° 2, en el periodo marzo de 2006-marzo de 2008.

Tabla N° 18: Porcentaje de remoción de coliformes totales y fecales en la laguna de tratamiento secundario N° 3 (*).

Fecha de análisis	Remoción de Coliformes totales [%]	Remoción de Coliformes fecales [%]
dic-07	86,0	90,0
mar-08	85,0	93,3
abr-08	90,0	99,1
may-08	96,7	98,0
jul-08	0,0	0,0
ago-08	96,7	92,9
sep-08	92,5	90,0
oct-08	16,7	85,0
nov-08	55,0	98,8
may-09	96,5	98,0
abr-10	negativo	negativo
jun-10	negativo	50,0
oct-10	97,0	95,6

*Se utilizaron los valores de coliforme totales y fecales provenientes de la laguna N° 1 como valores de ingreso a la laguna N° 3.

8. Conclusión

Mediante las observaciones a campo, y considerando el estado de otras plantas de tratamiento de la provincia, se determinó que las instalaciones de la planta de la localidad de Toay presentan un grado medio de deterioro y de abandono que influye negativamente sobre los parámetros hidráulicos de diseño, la calidad final del ARU tratada y el riesgo de contaminación del agua subterránea. Algunos de los indicios que permitieron arribar a esta conclusión son el deterioro de la membrana plástica de las lagunas N° 1 y 3, y la erosión de los taludes; la presencia de vegetación en el perímetro de las lagunas secundarias; la saturación de la cámara partidora por obstrucción del bastidor; el material flotante presente en la superficie de las lagunas; y la descarga de camiones atmosféricos.

Los errores de diseño de la planta de tratamiento, como el sobredimensionamiento, y la falta de implementación de políticas de mejoramiento de las instalaciones, a efectos de que el efluente final cumpla con la normativa vigente; generan un tratamiento deficiente en forma continua. Otras situaciones que producen inconvenientes en el tratamiento, son las variaciones de los caudales de ingreso a las lagunas a diferentes horarios del día y las de los caudales de

ingreso entre las lagunas por diferencia de nivel; la presencia de un sólo conducto de entrada y uno de salida del ARU en cada una de las lagunas, con la consecuente formación de cortocircuitos hidráulicos y zonas muertas; y la disposición de los conductos sobre el pelo de agua.

8.1. Parámetros hidráulicos de diseño

Mediante el análisis de los parámetros hidráulicos se observó que la planta de tratamiento posee actualmente inconvenientes en su diseño y el mismo no es el adecuado para que el efluente final cumpla con los parámetros del Decreto Provincial 2793/06. Estos mismos errores en el diseño pudieron estar presentes durante el periodo 2006-2011 y contribuir, junto a otros factores, a no cumplir con lo establecido en el ítem A del Anexo del Decreto.

Entre los inconvenientes se detectó que el tiempo de retención es totalmente diferente entre las lagunas y las lagunas N° 2 y 3 operaron por fuera del tiempo recomendado. En la zona cabecera de la laguna N° 1 la profundidad se encuentra reducida por la acumulación de lodo, producto de la sedimentación. Esto genera flujos preferenciales y condiciones de funcionamiento para las cuales no fue diseñada.

Las cargas orgánicas superficiales reales, en cada una de las lagunas, fueron inferiores a las teóricas, mientras que las áreas superficiales reales fueron superiores a las superficies teóricas. Estas diferencias en los parámetros indican un sobredimensionamiento de las lagunas, produciendo un tratamiento deficiente del ARU.

La detección de tonalidades rosáceas en el agua residual en el mes de noviembre de 2013 es un indicio de desequilibrios en las comunidades de microorganismos implicados en los procesos de depuración, como consecuencia de cambios en las condiciones operativas de las lagunas.

8.2. Análisis fisicoquímicos y bacteriológicos.

Durante el periodo 2006-2011 la planta de tratamiento de Toay no funcionó de manera eficiente porque los efluentes liberados no cumplieron con los límites de calidad exigidos en el ítem A del Anexo del Decreto Provincial 2793/06.

En el análisis de la evolución de cada uno de los parámetros no se observaron diferencias significativas en cuanto a CT, SS 10' y DQO entre los efluentes de las lagunas de tratamiento primario y el efluente de la laguna de tratamiento secundario, lo que indica un

funcionamiento inadecuado de la última laguna porque los parámetros deberían haber presentado valores inferiores. En relación a los SS 2 hs tampoco se evidenció una diferencia significativa entre las lagunas de tratamiento primario y la secundaria, pero debido al elevado tiempo de retención hidráulico de las lagunas N° 1 y 2, el efluente tratado cumplió con el límite máximo establecido por el Decreto Provincial.

En la DBO₅ y CF se observó diferencias significativas entre los efluentes de las diferentes lagunas. Estas diferencias halladas no fueron suficientes para que el efluente final cumpla con la legislación provincial, y mediante el cálculo de la eficiencia de remoción de la DBO₅, CT y CF se pudo determinar que el rendimiento de la planta de tratamiento estuvo por debajo de lo esperado.

Es posible que durante el periodo 2006-2011 el efluente final no haya cumplido con los límites de parámetros definidos en el ítem A del Anexo del Decreto Provincial, debido al diseño inadecuado de la planta de tratamiento, la falta de mantenimiento de las instalaciones y a factores extrínsecos a la planta. Ejemplos de estos factores son la descarga de camiones atmosféricos en las lagunas y los eventuales ingresos de agua residual con calidad diferente a la urbana desde la red cloacal. Ambas circunstancias fueron observadas luego de las obras de adecuación y pudieron haber ocurrido durante el periodo 2006-2011.

Luego de las obras de adecuación, mediante el análisis efectuado por APA en junio de 2013, y considerando las observaciones realizadas a campo y los parámetros hidráulicos evaluados, se concluye que la planta de tratamiento sigue experimentando ineficiencias. En el análisis del efluente final se observó que sólo se cumple en parte con los límites de parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos establecidos en el ítem B del Anexo del Decreto Provincial.

La DQO, la DBO₅, los SS 2 hs y los SS 10' se encuentran dentro de los límites establecidos por la legislación provincial, porque el ítem B del Anexo del Decreto es menos restrictivo que el ítem A. Por el contrario, el contenido de CT y CF en el efluente final con destino al riego de cultivos supera los límites establecido por el Decreto y eleva el riesgo de infección de aquellas personas que manipulan el ARU. Si se considera que el valor medio del contenido de CT y CF en el ARU sin tratamiento es el mismo antes y después de las obras de adecuación, se puede concluir que no se logra cumplir con la legislación provincial con la combinación de dos lagunas por línea de tratamiento. Tampoco se lograría si la planta presentara una eficiencia de remoción de estos parámetros del 99,8 % en cada una de las lagunas que compone la línea de tratamiento. Para cumplir con la normativa provincial es

fundamental tomar en cuenta la desinfección del efluente final al momento de rediseñar la planta de tratamiento.

Las directrices recomendadas por la OMS, sobre la calidad microbiológica de las aguas residuales empleadas en agricultura para la categoría B, no establecen ningún valor límite respecto al contenido de CF, pero sí al número medio de huevos de helmintos. La Administración Provincial del Agua no cuantifica el número medio de huevos de helmintos por lo que no se puede determinar si se cumple con esta directriz. Por el mismo motivo sólo se cumple en parte con la calidad microbiológica propuesto por Blumenthal et al. (2000) para la utilización del ARU en la agricultura de cultivos industriales, en ausencia de niños menores de 15 años y de comunidades cercanas.

Luego de las obras de adecuación no existe evidencia que justifique la utilización del ARU tratada para riego de cultivos sin que constituya un riesgo para la salud de quienes la manipulan y de los consumidores de la producción. Este último grupo de riesgo es totalmente vulnerable si el ARU tratada es destinada al riego de hortalizas de hojas o si existiera contacto entre el agua de riego y los frutos agrícolas. El empleo del agua residual tratada en el riego de cultivos es una alternativa viable siempre que se tomen en consideración los factores básicos para el diseño del sistema de riego, como el suelo, la topografía, el agua y el cultivo, y se considere el cumplimiento de las exigencias medioambientales de la legislación vigente. Además es fundamental conocer con anticipación las limitaciones de la tecnología utilizada en el tratamiento del agua residual y su requerimiento de mantenimiento.

9. Recomendaciones

Las recomendaciones para la planta de tratamiento apuntan principalmente a mejorar el mantenimiento de la infraestructura. Es fundamental la reparación de la membrana plástica de las lagunas N° 1 y 3, para evitar la contaminación del agua subterránea y la formación de “lomos de ballena”. Los taludes de las lagunas deben ser restaurados y protegidas del efecto del oleaje mediante escolleras. La eliminación mecánica de la vegetación que crece en el perímetro de las lagunas permitirá la aireación de la masa de agua y aumentará la superficie de producción de oxígeno mediante la fotosíntesis de las algas. La limpieza periódica del bastidor, para evitar la saturación de la cámara partidora y los violentos incrementos en el caudal de las lagunas primarias, es otra recomendación a considerar. El material orgánico

flotante que aparece en superficie debe ser retirado, mediante un recogedor, en los momentos en que los vientos predominantes lo acumulan en las costas.

Para evitar el ingreso de material flotante a las lagunas secundarias se recomienda que los tubos de salida de las lagunas N° 1 y 2 capturen agua por debajo de la superficie. En caso de las lagunas secundarias, la zona de evacuación de los efluentes debería estar por debajo de los 40 centímetros del pelo de agua para evitar variaciones en la calidad del efluente final, fundamentalmente en lo que refiere a la concentración de sólidos en suspensión. De la misma manera deberían disponerse los tubos de entrada tanto de las lagunas primarias como secundarias para lograr obtener un flujo descendente en el líquido afluente, contribuyendo a que los sólidos tiendan a sedimentar en la zona próxima a la entrada. Debido al gran tamaño de las lagunas sería conveniente que se dispongan varios puntos de alimentación y varios puntos de salida para reducir las zonas muertas y los cortocircuitos hidráulicos.

La homogenización del flujo y de la tasa de carga orgánica mediante la construcción de un tanque equalizador al inicio del tratamiento permitiría superar los problemas operacionales asociados a grandes variaciones de caudal, y mejorar el desempeño de los procesos unitarios. La construcción de sedimentadores en esta etapa eliminará las partículas sedimentables y evitará la colmatación temprana de las lagunas primarias.

Se recomienda la extracción del lodo acumulado en exceso sobre la zona cabecera de la laguna N°1, mediante una bomba sumergible, y el residuo obtenido deberá recibir tratamiento antes de su disposición final. Por su prolongado periodo de residencia, el lodo extraído no requiere estabilización, pero si un proceso de espesamiento gravitacional y posterior deshidratación. La disposición final de los lodos deshidratados puede realizarse en un relleno sanitario.

Resulta conveniente la creación de una laguna anaeróbica dispuesta en la zona cabecera de cada una de las dos líneas de tratamiento para que la flora bacteriana anaeróbica actúe sobre la materia orgánica en sus diferentes estados: particulada, coloidal y disuelta. De esta manera se reducirá la carga orgánica del afluente de las demás lagunas. Si bien no se espera encontrar elevadas concentraciones de metales pesados, mediante las lagunas anaeróbicas se obtienen buenos rendimientos en su eliminación por la formación de complejos, entre sulfuros insolubles y los metales, que luego precipitan y quedan retenidos en los lodos. En cuanto a la eliminación de organismos patógenos, es posible lograr una reducción del 80 % de huevos de helmintos y quistes de protozoos por decantación.

Para poder cumplir con la legislación provincial es necesario mejorar el porcentaje de remoción de coliformes en cada una de las unidades de tratamiento. Además se requiere adicionar en cada una de las líneas de lagunas facultativas dos o más lagunas de maduración con un tiempo de retención mayor a 15 días. Para lograr un elevado grado de desinfección estas lagunas deberán situarse al final del tratamiento, con el objetivo de recibir un afluente de baja carga orgánica; y su profundidad no deberá superar 1,2 m, permitiendo el paso de la radiación solar hasta el fondo. Para mejorar la calidad del efluente final de la planta de tratamiento, principalmente en términos de organismos coliformes y materia orgánica, es necesaria la implementación de un sistema de tratamiento adicional de desinfección que permita cumplir con la normativa provincial. Los nematodos intestinales son organismos patógenos que causan preocupación en la salud pública y en los sistemas de aprovechamiento en agricultura, por lo tanto es necesario que al momento de evaluar la calidad microbiológica del efluente final se considere en los análisis el número medio de huevos de helmintos por litro.

Se recomienda suspender la utilización del agua residual para riego hasta que no se logre cumplir con los límites del Decreto Provincial. Debido a posibles cambios en la carga que reciben las lagunas y a las alteraciones provocadas por las variables meteorológicas, deben mantenerse chequeos periódicos de la calidad de los efluentes, aún cuando se verifique el correcto funcionamiento de la planta. Se deben considerar los tiempos de retención de cada laguna al momento de realizar los respectivos chequeos.

La creación de dos lagunas de estabilización para la descarga de líquidos de camiones atmosféricos mejoraría el funcionamiento de la planta. Las lagunas deberían funcionar de forma alternada cada 6 meses, para que los lodos puedan secarse dentro de las mismas antes de su disposición final. Una vez descargados y pre-tratados los líquidos serían conducidos a las lagunas facultativas primarias para su tratamiento junto a los líquidos de la red cloacal.

Para evitar los problemas que ocasionan los vertidos clandestinos a la red de saneamiento municipal (aceites usados, aguas residuales de origen distinto al urbano, desagüe pluvial, etc.), se recomienda la implementación y el cumplimiento riguroso de una ordenanza de vertidos a colectores municipales.

Finalmente es necesario un cambio en la política y las estrategias de control del tratamiento de las ARU, el cumplimiento de las normas y la dotación de personal calificado para llevar a cabo el monitoreo, así como la financiación necesaria para su ejecución.

10. Bibliografía consultada

- Administración Provincial del Agua (APA), base de datos disponibles en <http://www.apa.lapampa.gov.ar/images/stories/Imagenes/Archivos/Lluvias09/Toay.pdf>. Consultado el 25 de octubre de 2012.
- Arboleda Valencia, J. 1988. Teoría y Práctica de la Purificación del Agua. Capítulo 2: Teoría de la coagulación del agua. Mc Graw-Hill.
- Barañaño D., P. A. y Tapia A., L. A. 2004. Tratamiento de las aguas servidas: Situación en Chile. Ciencia y Trabajo. 6 (13), 111-117.
- Blumenthal, U. J., Mara, D. D., Peasey, A., Ruiz-Palacios, G. y Stott, R. 2000. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agricultura: recommendations for revising WHO guidelines. World Health Organization, 78 (9).
- Castillo Martín, A., Cabrera Jordán, J. J., Fernández Artiagas, M. P., Villanova Ruiz, B. G., Hernández Ruiz, J. A., Laguna Sorinas, J., et al. 1994. Reutilización Aguas Residuales. Criterios para la evaluación sanitaria de proyectos de reutilización directa de aguas residuales urbanas depuradas. Junta de Andalucía. España.
- Centro de las Nuevas Tecnologías del Agua de Sevilla (CENTA). 2008. Manual de depuración de aguas residuales urbanas. Alianza por el Agua.
- Crespi, R., Thuar, A., Grosso, L., Rodríguez, C., Ramos, D., Barotto, O., et al. 2007. Manejo de aguas residuales urbanas. Universidad Nacional de Río Cuarto. Córdoba, Argentina.
- Cuba Terán, F., 2004. Tratamiento de aguas residuales. Asociación nacional de empresas de servicios de agua potable y alcantarillado. La Paz. Bolivia.
- Eaton, A. D., American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. 2005. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, D.C. APHA - AWWA - WEF.
- Escorihuela, A., Núñez, M., Rosales, N., Mora, R. y Morales, E. 2007. Microalgas presentes en una laguna para pulimiento de efluentes de una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas. Rev. Fav. Agronomía. 24 (1), 225-230.
- Estrada-Arriaga, E. B., Mijaylova-Nacheva, Petia., Moeller-Chavez, G., Mantilla-Morales, G., Ramírez-Salinas, N. y Sánchez-Zarza, Manuel. 2013. Presencia y tratamiento de compuestos disruptores endócrinos en aguas residuales de la Ciudad de México empleando un biorreactor con membranas sumergidas. Ingeniería, Investigación y Tecnología. 14 (2), 275-284.

- Ferrer Polo, J. y Seco Torrecillas, A. 2008. Tratamientos biológicos de aguas residuales. Alfaomega.
- Garza Almanza, V., Fernández Salas, I., Badii, M., Florez Suárez, A., Hauad Marroquin, L y Villarreal Rivera, L. 2001. Evaluación de riesgo a la salud de la comunidad de Loma Blanca (distrito de riego 009), Valle de Juárez (México), por exposición a aguas residuales no tratadas. RESPYN. 2 (3), 1-14.
- Guerrero Torres, R. 1974. Manual de tratamiento de aguas. México. Limusa.
- Giai, S. y J. Tullio. 1998. Características de los principales acuíferos de la Provincia de La Pampa. Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente. 12: 51-68.
- Gutiérrez Coto, A. J. 2008. Fotorreactor biológico en régimen continuo, como sistema de depuración-desinfección de aguas residuales. Tesis de doctorado, Universidad de Sevilla. <http://dialnet.unirioja.es/servlet/portadatesis>. Consultado el 2 de marzo de 2013.
- OMS (Organización Mundial para la Salud). 1989. Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura. Serie de informes técnicos N° 778. OMS, Ginebra. 93 p.
- Instituto Nacional de Estadística y Censo (INDEC). 2010. Base de dato disponible en <http://www.censo2010.indec.gov.ar/preliminares/provisionales.pdf>. Consultada el día 25 de octubre de 2012.
- Ingallinella, A. M., Fernández, R., Sanguinetti, G., Hergert, L., Quevedo, H., Strauss, M., et al. 2001. Lagunas de estabilización para descarga de líquidos de camiones atmosféricos. Duebendorf and Acra: Swiss Federal Institute of Aquatic Science (EAWAG) and Water Research Institute (CSIR). Ghana.
- INTA, Provincia de La Pampa, UNLPam (Eds.). 1980. Inventario Integrado de los Recursos Naturales de la Provincia de La Pampa. Argentina.
- Jürgens, M.D., Holthaus, K.I.E., Johnson, A.C., Smith, J.J.L., Hetheridge, M. y Williams R.J. 2002. The potential for estradiol and ethinylestradiol degradation in English rivers. Environmental Toxicology and Chemistry, 21(3), 480-488.
- Lasta, J.A y Rearte, D. 1997. Condiciones sanitarias de la producción de carne bovina en Argentina. Rev. Sci. Tech. Off. Int. Epiz, 16 (2), 369-381.
- Lorenzo, E. V., Llanes Ocaña, J. G., Fernández, L. A. y Bataller Venta, M. 2009. Reuso de aguas residuales domésticas para riego agrícola. Valoración crítica. CENIC, 40 (1), 35-44.

- Manga, J., Logreira, N. y Serralt, J. 2001. Reuso de aguas residuales: Un recurso hídrico disponible. *Ingeniería y Desarrollo*. (9), 12-21.
- Mara, D. 1996. Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design. *Wat. Sci. Tech.* 33(7), 23-31
- Matsumoto, T. y Sánchez Ortiz, I. 2013. Monitoreo del desempeño y estudio batimétrico de la planta de tratamiento de aguas residuales de Neves Paulista (Sao Paulo, Brasil). *EIA*, 10 (20), 139-151.
- Meneses, M., Pascualino, J. C. y Castells, F. 2010. Environment assessment of urban wastewater reuse: Treatment alternatives and applications. *Chemosphere*. 81, 266-272.
- Metcalf y Eddy. 1998. *Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. Editora: McGraw-Hill.
- Mihelcic, J. R. y Zimmerman J. B. 2011. *Ingeniería ambiental*. Alfaomega.
- Minf, W., Pillon, A., Duchesne, M. J., Nicolas, J.C., Balaguer, P. y Bartegi, A. 2006. Las aguas y los alimentos del río tunecino Hamdoun presentan riesgo de disrupción endocrina. *Revista de Toxicología*, 23 (2-3), 118-124.
- Montero, L., Cun, R., Pérez, J., Ricardo, M. P. y Herrera J. 2012. Riego con aguas residuales en la producción sostenible de granos para alimento animal. *Ciencias Técnicas Agropecuarias*. 21 (2), 48-52.
- Muñoz, M. A. y Buitrón, E. B. 2006. Ineficiencia en el tratamiento del sistema de lagunas por mayor tiempo de retención. *XV Congreso Argentino de Saneamiento y Medio Ambiente*. AIDIS, 1-9.
- Muñoz, M. A., Buitrón, E. B. y de Ormaechea J. A. 2005. Tratamiento de líquidos cloacales en la localidad de General Acha. *Diagnóstico y propuesta de medidas correctivas*. Universidad Nacional de Rosario. CIS.
- Muñoz, M. A., Buitrón, E. B. y de Ormaechea, J. A. 2007. Eficiencia en los sistemas de tratamiento de líquidos cloacales en la provincia de La Pampa. *Libro de resúmenes del Segundo Congreso Pampeano del Agua*. Gral. Pico, 85-94.
- Núñez, L. 2010. Efluente hospitalario: características y riesgos sanitarios. *Higiene y sanidad ambiental*. 10, 575-583.
- Núñez, L., Paz, M., Tornello, C., Mantovano, J., Molinari, C. y Moretton, J. 2010. Caracterización microbiológica de aguas grises bajo distintas condiciones de

- disposición final en Ingeniero Budge (Buenos Aires, Argentina). *Higiene y Sanidad Ambiental*. 10, 569-574.
- Ortega Sastriques, F., y Orellana Gallego, R. 2007. El riego con aguas de mala calidad en la agricultura urbana. Aspectos a considerar. II. Aguas residuales urbanas. *Revista Ciencia Técnica Agropecuarias*, 16 (3), 25-27.
- Osorio Robles, F., Torres Rojo, J. C y Sánchez Bas, M. 2010. Tratamiento de aguas para la eliminación de microorganismos y agentes contaminantes. España. Díaz de Santos.
- Palacios Crespo, L. A. V. 2009. Determinación de la eficiencia de la planta de tratamiento de líquidos cloacales de Intendente Alvear (La Pampa). Posibles alternativas de mejoramiento. (Tesina de grado). Universidad Nacional de La Pampa, Santa Rosa, La Pampa, Argentina.
- Palacios Crespo, L. A. V., Muñoz, M. A. y Cervellini, M. 2009. Eficiencia de la planta de tratamiento de líquidos cloacales de la localidad de Intendente Alvear (La Pampa), posibles alternativas de mejoramiento. Resumen de las 3º Jornadas de Extensión Universitaria de Investigación relacionada con la Salud y Ciencias Afines. ISSN 1852-5989. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, UNLPam.
- RAS-Reglamento técnico del sector de agua potable y saneamiento básico. 2000. Sección II, Título E: Tratamiento de aguas residuales. Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico, Ministerio de Desarrollo Económico. Bogotá. Colombia.
- Rojas Vargas, A. y García Pérez, A. 2010. Análisis de la curva de distribución del tiempo de residencia en un sistema de lixiviación. *Tecnología Química*. XXX (1), 61-68.
- Ronzano, E. y Dapena, J. L. (2002). Tratamiento biológico de las aguas residuales. España: Díaz de Santos, S.A.
- Roque, R. R., Alemán, G. C. y Roviroso M. N. 2006. Uso de las máquinas de pivote central en el riego con aguas residuales. *Ciencias Técnicas Agropecuarias*. 15 (1), 47-50.
- Sánchez Ortiz, I. y Matsumoto, T. 2012. Evaluación del desempeño de la planta de tratamiento de aguas residuales urbanas de ILHA Solteira (SP) por lagunas facultativas primarias. *Ingeniería y Desarrollo*. 30 (2).
- Schulz, C. J. 1999. Agua y medio ambiente. COSYPRO Ltda. Quemú-Quemú (L.P.).
- Semenas, L., Brugni, N., Viozzi, G. y Kreiter, A. 1999. Monitoreo de parásitos en efluentes domiciliarios. *Saúde Pública*. 33 (4), 379-384.

- Seoanez Calvo, M. 1999. Aguas residuales urbanas. Tratamientos naturales de bajo costo y aprovechamiento. Mundi-Prensa.
- Silva, J., Torres, P. y Madera, C. 2008. Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión. *Agronomía Colombiana*. 26 (2), 347-359.
- Suematsu, L. G. 1995. Tratamiento de aguas residuales; objetivos y selección de tecnologías en función al tipo de reúso. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencia del Ambiente (CEPIS/OPS). Lima.
- Vergara, G.T. y Casagrande, G.A. 2012. Estadística agroclimática de la Facultad de Agronomía, Santa Rosa, La Pampa, Argentina 1977-2010. *Revista de la Facultad de Agronomía, UNLPam*. 22 (1).
- Von Sperling, M. 2000. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. *Lagoas de estabilizacao*. Editorial DESA/ABES. 3 (2), 17-47.

Anexo I

Decreto Provincial 2793/06, reglamentario de la Ley Ambiental Provincial N° 1914.
Extraído de: <http://www.ecologialapampa.gov.ar>.

DECRETO N° 2793/06

SANTA ROSA, 22 DE NOVIEMBRE DE 2006

VISTO:

El expediente N° 13.277/05, caratulado: "SECRETARÍA GENERAL DE LA GOBERNACIÓN - SUBSECRETARÍA DE ECOLOGÍA - S/ PROYECTO DE LÍMITES PARA VERTIDO DE EFLUENTES LIQUIDOS EN CUERPOS DE AGUA SUPERFICIALES", y

CONSIDERANDO:

Que el dictado de límites máximos de parámetros físicos y químicos para permitir la descarga al ambiente de los efluentes líquidos de manera tal que se asegure su inocuidad es de vital importancia para la protección de la salud de todos los habitantes de nuestra provincia;

Que estos son necesarios para tomar operativos los artículos 27, 28 y 296 del Capítulo VI de la Ley Ambiental Provincial N° 1914 que parcialmente se reglamentan;

Que ha intervenido el Ente de Políticas Ecológicas, aprobando dichos parámetros según Acta N° 100.

Que han dictaminado la Delegación de la Asesoría Letrada de Gobierno actuante en la Subsecretaría de Ecología, y la Dirección de Legislación de la Asesoría Letrada de Gobierno;

POR ELLO

EL GOBERNADOR DE LA PROVINCIA

DECRETA

Artículo 1°: Apruébase la reglamentación parcial de los artículos 27, 28 y 29 de la Ley ambiental Provincial N° 1914, que como anexo forma parte integrante del presente Decreto.

Artículo 2°: El presente Decreto será refrendado por los Señores Ministros de Gobierno, Justicia y Seguridad y de la Producción.

Artículo 3°: Dése al Registro Oficial y al Boletín Oficial, comuníquese, publíquese y pase a la Subsecretaría de Ecología a sus efectos.

ANEXO

Los valores máximos de emisión son los que se detallan a continuación:

A) Desagües a conducto pluvial abierto, curso de agua superficial elemental cerrada y cursos de agua no permanente.

Parámetro	Unidad	Valor Máximo
Temperatura	°C	45
pH	UpH	6.5-10.0
Sólidos sedim. En 10 min.	mL/L	Ausente
Sólidos sedim en 2 hs.	mL/L	1.0
S.S.E.E.	mg/L	50
Sulfuros	mg/L	1.0
Nitrógeno total	mg/L	15
Cianuros	mg/L	0.1
Hidrocarburos Totales	mg/L	50
Cloro residual	mg/L	0.5
D.B.O.5	mg/L	50
D.Q.O.	mg/L	250
Detergentes (SAAM)	mg/L	2.0
Sustancias Fenólicas	mg/L	0.5
Fosfatos	mg/L	10
Arsénico	mg/L	0.5
Cromo Total	mg/L	0.5
Plomo	mg/L	0.5
Mercurio	Ug/L	5.0
Coliformes Totales/100mL	N.M.P	2.0×10^4
Coliformes Fecales/100mL	N.M.P	5.0×10^3

Los parámetros no incluidos deberán respetar los valores que para agua potable establece la Organización Mundial de la Salud (OMS)

B) Desagües a pozos o a campos de drenaje

Parámetro	Unidad	Valor Máximo
Aceites minerales	mg/L	No debe contener
PH	UpH	5.5-10.0
Sólidos sedim. En 10 min.	mL/L	0.5
Sólidos sedim en 2 hs.	mL/L	1.0
S.S.E.E.	mg/L	100
Sulfuros	mg/L	1.0
Hierro	mg/L	2.5
Cianuros	mg/L	0.1
Hidrocarburos Totales	mg/L	50
Detergentes (SAAM)	mg/L	2.0
Cromo Total	mg/L	0.5
Arsénico	mg/L	0.2
Plomo	mg/L	0.5
Mercurio	Ug/L	5.0
D.B.O. 5	mg/L	200

D.Q.O.	mg/L	350
Coliformes Totales/100mL	N.M.P	2.0×10^4
Coliformes Fecales/100mL	N.M.P	1.0×10^3

Los parámetros no incluidos deberán respetar los valores que para agua potable establece la Organización Mundial de la Salud (OMS).

Anexo II

Tabla III: Resultados de los análisis bacteriológicos realizados por APA para el periodo 2006-2011.

Momento del muestreo	ARU sin tratar		Efluente - Lag. N° 1		Efluente - Lag. N° 2		Efluente - Lag. N°3		Efluente - Lag N° 4	
	C.T	C.F	C.T	C.F	C.T	C.F	C.T	C.F	C.T	C.F
mar-06	7,0E+06	1,0E+06	1,0E+05	1,0E+05	1,0E+05	1,0E+05				
may-06	4,0E+07	1,0E+07	2,0E+05	4,0E+04	1,5E+05	2,0E+04				
ago-06	3,0E+06	4,0E+05	4,0E+05	6,0E+04	3,0E+04	9,0E+03				
sep-06	4,0E+07	1,0E+07	5,0E+04	4,0E+04	5,0E+04	2,0E+04				
nov-06	4,0E+07	8,0E+06	3,0E+06	1,0E+04	3,0E+05	6,0E+03				
mar-07	4,0E+07	4,0E+07	3,0E+04	1,0E+04	6,0E+05	6,0E+04				
abr-07	2,0E+06	7,0E+05	4,0E+04	1,0E+04	2,0E+04	1,0E+03				
may-07	1,0E+06	3,0E+05	2,0E+05	4,0E+04	9,0E+04	8,0E+04				
jun-07	2,0E+06	3,0E+05	3,0E+04	1,0E+04	4,0E+04	3,0E+04				
ago-07	2,0E+06	2,0E+05	4,0E+05	1,0E+05	3,0E+05	7,0E+04				
sep-07	2,0E+06	7,0E+05	2,0E+05	3,0E+04	1,0E+05	2,0E+04				
oct-07	6,0E+05	2,0E+05	3,0E+04	5,0E+03	2,0E+05	5,0E+04				
dic-07	1,0E+06	2,0E+05	5,0E+05	2,0E+04	3,0E+05	4,0E+04	7,0E+04	2,0E+03	6,0E+04	2,0E+03
mar-08	4,0E+06	4,0E+05	2,0E+05	3,0E+04	3,0E+05	3,0E+04	3,0E+04	2,0E+03	4,0E+04	2,0E+03
abr-08	4,0E+06	1,0E+05	8,0E+04	7,0E+04			8,0E+03	6,0E+02		
may-08	1,0E+07	3,0E+06	6,0E+05	2,0E+05			2,0E+04	4,0E+03		
jul-08	3,0E+06	4,0E+05	1,0E+04	4,0E+03			1,0E+04	4,0E+03		
ago-08	8,0E+06	2,0E+06	3,0E+05	7,0E+04			1,0E+04	5,0E+03		
sep-08	7,0E+06	2,0E+06	8,0E+05	1,0E+05			6,0E+04	1,0E+04		
oct-08	6,0E+06	2,0E+06	6,0E+05	2,0E+05			5,0E+05	3,0E+04		
nov-08	6,0E+06	2,0E+06	2,0E+06	4,0E+05			9,0E+05	5,0E+03		
may-09	7,0E+06	3,0E+06	2,0E+06	5,0E+05			7,0E+04	1,0E+04		
abr-10	2,0E+06	1,0E+06	3,0E+04	4,0E+03			2,0E+06	2,0E+04		
jun-10	3,0E+07	3,0E+06	8,0E+06	4,0E+05			2,0E+08	2,0E+05		
ago-10	5,0E+08	3,0E+06	7,0E+05	2,0E+05						
oct-10	4,0E+07	5,0E+06	1,0E+06	9,0E+04			3,0E+04	4,0E+03		
abr-11	3,0E+07	5,0E+06	2,0E+05	2,0E+04	3,0E+05	4,0E+04				

Anexo III

Tabla I: Resultados de los análisis fisicoquímicos realizados por el APA para la serie de años 2006-2011, en el ARU sin tratar y las lagunas primarias

Momento del muestreo	ARU sin tratar						Efluente - Lag. N° 1						Efluente - Lag. N° 2					
	DBO ₅	DQO	p.H	SS 10'	SS 2Hs	T °C	DBO ₅	DQO	p.H	SS 10'	SS 2Hs	T °C	DBO ₅	DQO	p.H	SS 10'	SS 2Hs	T °C
mar-06	144	378	8	0,2	0,4	25	124	386	8	0,1	0,1	21	226	270	8	0,1	0,1	21
may-06	372	675	7	7	8,5	18	128	267	7	0,1	0,1	11	89	261	7	0,1	0,1	11
ago-06	403	630	7	1	2,5	17	66	265	7	0,1	0,1	8	76	362	7	0,1	1	8
sep-06	406	561	7	1,2	1,8	19	145	335	8	0,1	0,1	17	179	370	8	0,1	0,1	15
nov-06	282	413	7	0,4	1,8	20	121	260	8	0,4	0,5	19	202	475	8	0,1	0,2	19
mar-07	528	447	7	1,5	2	24	161	218	9	0,1	0,1	24	156	253	8	0,1	0,1	22
abr-07		383	7	0,1	0,5	21		304	7	0,1	0,1	17		284	8	0,1	0,4	17
may-07		403	7	0,1	0,1	16		237	7	0,1	0,1	5		182	7	0,1	0,1	4
jun-07	315	476	7	0,1	0,1	14	108	350	7	0,1	0,1	4,5	126	300	7	0,1	0,1	4,5
ago-07		382	8	0,1	0,5	15		334	7	0,1	0,1	11		332	7	0,1	0,1	10
sep-07	283	411	8	0,1	0,1	16	170	385	8	0,2	0,4	13	121	306	8	0,1	0,1	13
oct-07	191	328	8	0,1	0,4	19	115	398	8	0,1	0,2	20	138	390	8	0,1	0,1	20
dic-07	221	381	8	0,1	0,1	20	46	376	8	0,1	0,1	20	136	362	8	0,1	0,1	20
mar-08	355	444	8	5,5	6,8	25	76	244	8	0,1	0,2	22	63	193	8	0,1	0,1	22
abr-08	173	301	8	3,3	7	21	48	239	8	0,1	0,1	13						
may-08	276	514	8	1,8	2	19	84	315	8	0,1	0,1	9,5						
jul-08	240	441	8	1	1,6	16	242	482	8	0,1	0,1	8						
ago-08	251	395	8	0,7	1	16	178	348	7	0,1	0,1	9						
sep-08	217	403	7	0,1	0,1	17	73	412	7	0,1	0,1	13						
oct-08	197	321	8	0,6	0,9	18	96	379	7	0,1	0,1	15						
nov-08	161	326	7	0,1	0,1	23	198	420	8	0,1	0,1	20						
mar-09	188	331	7	0,2	0,8	25	94	325	7	0,1	0,1	21						
may-09	172	320	8	0,1	0,1	19	64	386	7	0,1	0,1	16						
abr-10		530	7	0,5	2	21		280	7	0,1	0,1	14						
jun-10	217	353	7	0,1	0,1	18	141	324	7	0,1	0,1	9						
ago-10	144	364	7	0,1	0,1	16	85	363	7	0,1	0,1	10						
oct-10	520	610	8	1,7	3,8	20	159	407	8	0,1	0,5	20						
abr-11	267	350	7	0,5	0,8	22	120	300	8	0,1	0,4	16	90	398	7	0,1	0,1	15

Tabla II: Resultados de los análisis fisicoquímicos realizados por el APA para las lagunas secundarias, en la serie de años 2006-2011.

Momento del muestreo	Efluente - Lag. N°3						Efluente - Lag N° 4					
	DBO ₅	DQO	p.H	SS 10'	SS 2Hs	T °C	DBO ₅	DQO	p.H	SS 10'	SS 2Hs	T °C
dic-07	71	403	8,5	0,1	0,1	20	88	442	8,5	0,1	0,1	19,8
mar-08	197	277	7,5	0,1	0,1	21	162	271	7,4	0,1	0,1	21
abr-08	71	299	7,5	0,1	0,1	12						
may-08	51	231	7,5	0,1	0,1	9						
jul-08	45	251	7,5	0,1	0,1	8						
ago-08	140	237	7,5	0,1	0,1	9						
sep-08	39	348	8,1	0,1	0,1	12						
oct-08	74	307	7,2	0,1	0,1	14						
nov-08	99	295	7,4	0,3	0,5	21						
mar-09	70	346	7,7	0,1	0,1	20						
may-09	50	267	7,2	0,1	0,1	13						
abr-10		285	7,1	0,1	0,1	13,5						
jun-10	97	252	6,8	0,1	0,1	9						
ago-10		279	7,4	0,1	0,1	9,5						
oct-10	65	236	8	0,1	0,1	23						
abr-11	38	187	7,4	0,1	0,1	15						

Anexo IV

Tabla IV: Resultados de los análisis fisicoquímico y bacteriológico realizado por APA en junio de 2013.

Parámetros	ARU sin tratar	Efluente - Lag. N° 2	Efluente final
DBO ₅	216	83	106
DQO	464	349	340
p.H	7,4	6,8	7,1
SS 10'	1,8	0,2	0,2
SS 2Hs	2,5	0,2	0,2
T °C	17	8	8
C.T	4,0E+06	1,4E+06	5,0E+04
C.F	2,0E+06	7,0E+05	2,0E+04