



EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL LODO Y FLÓCULOS ACTIVADOS EN EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES CLOACALES.

***Informe final de Práctica Profesional de la
Licenciatura en Protección y Saneamiento
Ambiental***

*Universidad de la Patagonia San Juan Bosco
Facultad de Ciencias Naturales y Ciencias de la Salud*

Alumno: Carrasco Julián Carlos.

Profesor asesor: Ing. Grill Silvina.

Tutor asesor: Lic. Belén Olveira.

2025.



Índice

1. Introducción	7
2. Objetivos	10
2.1. Objetivo general	10
2.2. Objetivos específicos	10
3. Marco teórico.....	11
4. Área de estudio	15
4.1. Descripción de las etapas de tratamiento de la PTEC de Rada Tilly.....	15
4.1.1. Pretratamiento	15
4.1.2. Tratamiento secundario	16
4.1.3. Tratamiento terciario.....	18
5. Materiales y métodos	19
5.1. Trabajo en campo	19
5.1.1. Toma de muestra.....	19
5.1.2. Medición de parámetros físico-químicos	19
5.2. Trabajo en laboratorio	21
5.2.1. Determinación de sólidos sedimentables	21
5.2.2. Cálculo del IVL	22
5.2.3. Cálculo de parámetros operativos	24
5.2.4. Caracterización macroscópica y microscópica del lodo	25
5.3. Análisis estadístico de los datos	28
6. Resultados.....	29
6.1. Parámetros físico-químicos	29
6.1.1. Temperatura	29
6.1.2. pH	30
6.1.3. Oxígeno disuelto.....	31
6.1.4. Conductividad eléctrica	32
6.2. Sólidos sedimentables.....	33
6.3. Índice Volumétrico del Lodo.....	33
6.4. Parámetros operativos	34
6.5. Caracterización macroscópica y microscópica del lodo	35
6.6. Análisis estadístico de los datos	35



7. Discusión	41
8. Conclusión.....	51
9. Recomendaciones	51
10. Bibliografía	53
11. Anexos.....	59
Anexo I. Registros fotográficos	59
Anexo II. Valoraciones de las propiedades macroscópicas del lodo y microscópicas del flóculo para el Índice de Calidad del Lodo.....	62
Anexo III. Datos de la evaluación microscópica del lodo.....	63
Anexo IV. Datos de la evaluación macroscópica del lodo.....	64
Anexo V. Datos de los parámetros físico químicos, sólidos sedimentables e IVL.....	65
Anexo VI. Datos de las mediciones de OD en las pasarelas del reactor aeróbico.....	66
Anexo VII. Datos utilizados para el cálculo de la relación A/M y la edad del lodo.....	67

Índice de figuras

Fig 1: Esquema general del proceso de lodos activados	11
Fig 2: Representación esquemática del flóculo activado.	12
Fig 3: Ubicación de la planta de tratamiento.	15
Fig 4: Etapas de pretratamiento de la PTEC de Rada Tilly	16
Fig 5: Reactor aeróbico de la PTEC	17
Fig 6: Sedimentadores secundarios de la PTEC.....	17
Fig 7: Concentrador de lodos	18
Fig 8: Cámara de cloración	18
Fig 9: Muestreo del licor mezcla en reactor aeróbico	19
Fig 10: Determinación de parámetros físico-químicos	20
Fig 11: Observación satelital del reactor aeróbico en orientación oeste-este.....	21
Fig 12: Prueba de sedimentación	21
Fig 13: Filtración de la muestra en papel de filtro.....	23
Fig 14: Microscopio utilizado para realizar las observaciones de los preparados	26
Fig 15: Variación semanal de la temperatura del licor mezcla.....	30
Fig 16: Variación semanal del pH en el licor mezcla.....	30



Fig 17: Variación semanal de la concentración promedio de OD en el licor mezcla.....	31
Fig 18: Variación semanal de la concentración de oxígeno disuelto en las cuatro pasarelas del reactor aeróbico	32
Fig 19: Variación semanal de la conductividad eléctrica en el licor mezcla	32
Fig 20: Variación semanal de los sólidos sedimentables del licor mezcla medidos en el período de monitoreo.....	33
Fig 21: Valores de IVL calculados durante el período de monitoreo.....	34
Fig 22: Valores del ICL medidos durante el período de monitoreo.....	35
Fig 23: Histogramas de los parámetros físico-químicos del licor mezcla.....	37
Fig 24: Histogramas de los parámetros operativos de sedimentación del lodo	38

Índice de tablas

Tabla 1: Interpretación de los valores del IVL.....	24
Tabla 2: Valoraciones de las propiedades macroscópicas del licor mezcla.....	26
Tabla 3: Categorías de las variables microscópicas a evaluar en licor mezcla	27
Tabla 4: Categorías finales del ICL	28
Tabla 5: Valores máximos y mínimos de los parámetros físico-químicos medidos en el licor mezcla.....	29
Tabla 6: Valores calculados de los parámetros operativos para los 3 meses de monitoreo....	34
Tabla 7: Resultados de la prueba de normalidad Shapiro-Wilk	36
Tabla 8: Matriz de correlación de los parámetros físico-químicos, indicadores operativos de sedimentación e ICL	39
Tabla 9: Resultado de la prueba de Kruskal-Wallis aplicada a los parámetros físico-químicos, indicadores operativos de sedimentación e ICL.....	40

Índice de ecuaciones

Ecuación 1: Índice Volumétrico de Lodo	22
Ecuación 2: Cálculo de los sólidos suspendidos totales del licor mezcla.	23
Ecuación 3: Cálculo de carga másica	24
Ecuación 4: Cálculo del tiempo de retención celular	25



Acrónimos y abreviaturas

Descripción	Siglas
Planta de Tratamiento de Efluentes Cloacales	PTEC
Índice Volumétrico del Lodo	IVL
Índice de Calidad del Lodo	ICL
Oxígeno disuelto	OD
Sólidos suspendidos del licor mezcla	SSLM
Sólidos suspendidos totales	SST
Sólidos suspendidos volátiles del licor mezcla	SSVLM
Relación alimento-microorganismos	A/M



Resumen

El tratamiento de lodos activados es uno de los procesos de tratamiento biológico más ampliamente utilizado para la depuración de las aguas residuales domésticas, debido a su alta eficiencia en la remoción de materia orgánica. No obstante, estos sistemas de tratamiento no están exentos de problemas operativos, entre los cuales se destaca la sedimentación deficiente de la biomasa, que provoca la pérdida de sólidos con el efluente tratado, y en consecuencia reduce la calidad del mismo, pudiendo ocasionar impactos negativos si es vertido directamente en el ambiente. Esta situación se origina cuando se forman flóculos de baja densidad y consistencia, con abundante presencia de bacterias filamentosas, lo que dificulta la decantación.

Frente a esta problemática, resulta fundamental evaluar el comportamiento de la biomasa y las características del lodo a fines de conducir la operación de la planta bajo condiciones controladas, o en su defecto, aplicar maniobras correctivas tendientes a prevenir la descarga de efluentes parcialmente tratados, y a evitar las consecuencias ambientales asociadas.

El presente estudio tuvo como objetivo evaluar la calidad del lodo y los flóculos activados en la Planta de Tratamiento de Efluentes Cloacales de Rada Tilly, provincia de Chubut, durante un período de monitoreo de 3 meses. Para ello se analizaron parámetros físico-químicos del licor mezcla (temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica), se determinaron sólidos sedimentables e indicadores operativos como la relación alimento/microorganismos y la edad del lodo. También se midieron índices específicos como el Índice Volumétrico del Lodo y el Índice de Calidad del Lodo. Asimismo, se evaluó la presencia de bacterias filamentosas.

Los resultados mostraron diferencias significativas en los valores de IVL, observándose episodios de buena sedimentabilidad y situaciones de esponjamiento del lodo asociados a bajos valores de temperatura del licor mezcla, menor relación A/M y elevada presencia de filamentos de bacterias filamentosas en los flóculos. El análisis estadístico evidenció correlaciones negativas moderadas entre el ICL y los parámetros de sedimentación, destacando su utilidad como herramienta indicadora de problemas de compactación del lodo.

Se concluye que variables como la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto, las pruebas de sedimentación e IVL, la relación A/M, los valores de ICL y la elevada presencia de filamentos de bacterias filamentosas, son factores determinantes en las características de los flóculos, en la calidad del lodo y en la estabilidad del proceso de sedimentación. Los resultados obtenidos reflejan la estrecha relación entre el control operativo del proceso biológico, la eficiencia de la sedimentación, y las implicancias ambientales del efluente final.

Se recomienda profundizar en estos aspectos en futuros estudios, para establecer rangos óptimos de operación bajo diferentes condiciones estacionales, considerando que las variaciones estacionales pueden afectar la eficiencia del proceso y la calidad del tratamiento final.



1. Introducción

Las aguas residuales se definen como aquellas provenientes de sistemas de abastecimiento de recursos hídricos de una población, cuya composición ha sido alterada de manera directa o indirecta por la actividad humana, ya sea mediante la introducción de sustancias contaminantes, o la inducción de condiciones que afectan su calidad, limitando así sus usos posteriores (Díaz Cuenca *et al.*, 2012). Las alteraciones provocadas por el ser humano sobre este recurso pueden resultar peligrosas para el ambiente y la salud humana si los contaminantes presentes en el agua residual no son tratados adecuadamente (León Chimbolema *et al.*, 2023), lo que representa un riesgo significativo para la salud pública y los ecosistemas debido a la presencia de materia orgánica y microorganismos patógenos (OMS, 2019).

Las aguas residuales domésticas son aquellas donde el aporte predominante de líquidos residuales proviene de zonas residenciales, edificios comerciales e instituciones (Romero Rojas, 2008), que concentran descargas provenientes de sanitarios, lavanderías y cocinas (ICEFe, 2002). La composición del agua residual varía en función de las características climáticas, la situación económica y los hábitos de la población (Barreto & Chica, 2021). No obstante, se estima que las aguas residuales domésticas en ausencia de contribuciones significativas de desechos industriales, están constituidas aproximadamente por un 99,9 % de agua y un 0,1 % de sólidos en peso seco, ya sean de naturaleza orgánica o inorgánica, en estado disuelto, sedimentable o en suspensión (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2005; Díaz Cuenca *et al.*, 2012; Osorio Rivera *et al.*, 2021). Precisamente, ese 0,1 % de sólidos referido representa la carga contaminante del agua residual que debe ser removida mediante un adecuado tratamiento para permitir su disposición en el ambiente o su reutilización (Metcalf & Eddy, 2003; Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2005).

Las plantas de tratamiento de efluentes cloacales son sistemas dinámicos, conformados por procesos físicos, químicos y biológicos destinados a remover los contaminantes de las aguas residuales (Oyarzábal, 2017), hasta alcanzar valores permisibles de acuerdo a las normas y estándares nacionales o internacionales (Díaz Cuenca *et al.*, 2012). Estos procesos se clasifican comúnmente en etapas de pretratamiento, tratamiento primario, tratamiento secundario o biológico y tratamiento terciario (Metcalf & Eddy, 1995). Entre ellas, el tratamiento biológico es considerado fundamental ya que es donde, mediante la actividad metabólica de los microorganismos, se remueve la materia orgánica biodegradable contenida en el agua residual (Limón Macías, 2013).

A nivel mundial, en las últimas décadas, el crecimiento demográfico, el desarrollo económico y la urbanización acelerada han provocado un importante aumento en la demanda y el consumo del agua dulce, lo que a su vez ha derivado en una mayor generación de efluentes (Larios Meoño *et al.*, 2015). En los países de ingresos bajos y medios, la mala calidad del agua ambiental se asocia principalmente al insuficiente tratamiento de las aguas residuales



(UNESCO, 2024). Se estima que el 80 % de los efluentes residuales generados en el mundo son vertidos sin depurar al ambiente, con impactos perjudiciales para la salud humana, la actividad económica, la calidad de los recursos ambientales de agua dulce y los ecosistemas (UNESCO, 2017).

En América Latina, la situación no es más favorable. El 70 % de las aguas residuales generadas no reciben ningún tipo de tratamiento (Larios Meoño *et al.*, 2015), y particularmente en Argentina, únicamente el 10 % del volumen total de los efluentes domésticos recolectados por los sistemas de desagües son tratados por un sistema de depuración (Esteves & Faleschini, 2011). Esta realidad evidencia la necesidad de optimizar los procesos de tratamiento existentes.

La calidad final de las aguas residuales descargadas puede verse notablemente afectada por el mal funcionamiento o el mantenimiento deficiente de las plantas de tratamiento. En consecuencia, la descarga de aguas residuales parcialmente tratadas en cuerpos receptores puede comprometer la calidad y disponibilidad del recurso, generando efectos perjudiciales para la salud humana y el ambiente (Katopodis *et al.*, 2023).

Entre los principales impactos ambientales asociados a la contaminación por aguas residuales urbanas en zonas costeras se destacan: el aumento de enfermedades de transmisión hídrica (como gastroenteritis o cólera); la alteración del equilibrio ecológico (incluyendo modificaciones en las comunidades bentónicas, pérdida de especies nativas, eutrofización, establecimiento de especies exóticas y modificación de cadenas tróficas); así como el deterioro en la calidad del agua con fines recreativos (Llanos, 2018). Este último aspecto reviste especial relevancia en la localidad de Rada Tilly, dado su fuerte atractivo turístico vinculado al ambiente costero para uso recreativo.

Frente a esta problemática, el tratamiento de aguas residuales mediante sistemas de lodos activados es uno de los procesos de tratamiento biológico más ampliamente utilizado para la depuración de las aguas residuales domésticas. Se trata de un proceso aeróbico de flujo continuo que integra una biomasa de microorganismos en suspensión que se agrupa en estructuras llamadas flóculos (Rodríguez & Molina, 2018). La biomasa se mantiene relativamente homogénea dentro de un reactor aeróbico por efecto de turbulencia y mezcla, inducida en coincidencia con la incorporación de oxígeno mediante aireación difusa o mecánica (Metcalf & Eddy, 1995). Para llevar a cabo el proceso en óptimas condiciones, los microorganismos requieren de un medio adecuado, rico en oxígeno y materia orgánica como fuente de alimento, necesarios para su desarrollo. En estas condiciones se multiplican rápidamente formando la biomasa que oxida los diferentes tipos de materia orgánica presente en el afluente, y completa así el tratamiento biológico (Arcos, 2013).

Luego del tratamiento biológico, la biomasa microbiana es separada en forma de flóculos mediante decantación en la etapa de sedimentación secundaria, permitiendo la clarificación del efluente (Menéndez Gutiérrez, 2022). Para que este sistema funcione correctamente, se



requiere del desarrollo de una biomasa de buena sedimentación, removible por acción de gravedad en el sedimentador, capaz de producir un sobrenadante claro (Romero Rojas, 2008).

No obstante, los sistemas de tratamiento de lodos activados no están exentos de problemas operativos. Uno de los más comunes es la pérdida de sólidos con el efluente tratado debido a una insuficiente separación entre el agua tratada y la biomasa o lodo durante la sedimentación secundaria (Vasco *et al.*, 2009). Esto puede ser ocasionado por la formación de una biomasa de sedimentabilidad deficiente, conformada por flóculos biológicos de baja densidad, y consistencia, que no decantan correctamente, por ende, son arrastrados con el efluente de los sedimentadores, provocando la pérdida de sólidos suspendidos y ocasionando un efluente de mala calidad, con alta carga orgánica (Metcalf & Eddy, 1995; Pacheco *et al.*, 2003; Romero Rojas, 2008). En este sentido, el éxito del tratamiento no solamente depende de la remoción de la carga orgánica, sino también del desarrollo de una biomasa compacta, capaz de sedimentar adecuadamente. Por ello, la correcta formación de los flóculos determina la calidad del proceso del lodo, ya que está relacionada con la sedimentación, el esponjamiento y el espesamiento del lodo, y con la calidad final del efluente (Vasco *et al.*, 2009).

Los efluentes tratados que son vertidos en los ecosistemas acuáticos con altos niveles de sólidos suspendidos como consecuencia de la inadecuada sedimentación del lodo, ocasionan un aumento de la turbidez de la columna de agua (Metcalf & Eddy, 1995), lo que puede reducir significativamente la penetración de luz en cuerpos receptores (Naidoo & Olaniran, 2014). Además, esto puede producir efectos de eutrofización debido al incremento en la disponibilidad de nutrientes en el agua, tales como fósforo y nitrógeno (Llanos, 2018; Bhat & Qayoom, 2022). Como consecuencia, la materia orgánica producida no puede ser aprovechada completamente por los consumidores primarios con lo cual se acumula y se degrada por la actividad bacteriana, disminuyendo la concentración de oxígeno disuelto en el agua y alterando la estructura y funcionamiento del ecosistema acuático (Llanos, 2018). En este contexto, el cumplimiento del marco regulatorio además de ser de carácter obligatorio, adquiere una necesidad fundamental para garantizar la protección de los cuerpos receptores. En la provincia del Chubut el tratamiento de los efluentes cloacales está regulado por el Decreto Provincial N° 1540/16, el cual establece los límites máximos permisibles para parámetros físico-químicos en los efluentes que se descargan en cuerpos receptores.

En este contexto, la Planta de Tratamiento de Efluentes Cloacales (PTEC) de Rada Tilly, operada por la SCPL desde el año 2008, emplea un sistema de lodos activados para el tratamiento biológico de los efluentes predominantemente domésticos que genera la ciudad. El presente trabajo tiene como propósito evaluar la calidad del lodo y de los flóculos activados en la PTEC de Rada Tilly, con el fin de obtener información útil que permita identificar las condiciones operativas que favorecen la formación de flóculos estables y la obtención de un lodo biológico de buena sedimentación. El análisis de estas características pretende aportar herramientas de apoyo para la toma de decisiones operativas, orientadas a mejorar la eficiencia del proceso de



sedimentación y a minimizar la pérdida de sólidos con el efluente tratado, reduciendo así su impacto negativo al ambiente.

2. Objetivos

2.1. Objetivo general

- ✓ Evaluar la calidad del lodo y los flóculos activados en la planta de tratamiento de efluentes cloacales de Rada Tilly.

2.2. Objetivos específicos

- ✓ Determinar el Índice Volumétrico del Lodo en orden de evaluar el grado de sedimentabilidad del lodo.
- ✓ Determinar los parámetros físico-químicos del licor mezcla (pH, temperatura, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica), para identificar las condiciones operativas que afectan la eficiencia del proceso de sedimentación.
- ✓ Evaluar el número de filamentos de bacterias filamentosas en los flóculos del licor mezcla a fin de monitorear su efecto en la sedimentación del lodo.

3. Marco teórico

El proceso de lodos activados (**Fig 1**) inicia con el ingreso del agua residual con alta concentración de materia orgánica (alimento) proveniente de la etapa de pretratamiento, que circula hacia un tanque de aireación o reactor biológico conjuntamente con el lodo recirculado (biomasa de microorganismos activa) proveniente de los sedimentadores secundarios, formando así el licor mezcla. En este reactor a medida que avanza el tiempo de residencia del licor mezcla, su carga orgánica disminuye por medio de la actividad metabólica de los microorganismos, donde se oxida parte de la materia orgánica a dióxido de carbono y agua para obtener energía, y sintetizar la otra parte en células microbianas nuevas utilizando la energía obtenida de la oxidación (Crites & Tchobanoglous, 2000). Una vez que la materia orgánica ha sido suficientemente oxidada, el licor mezcla se dirige a un sedimentador secundario. Aquí mediante un proceso físico, se deja reposar el licor mezcla un tiempo adecuado, para que los microorganismos floculantes se asienten mediante gravedad y sean separados del efluente clarificado. El objetivo de la sedimentación es la separación del licor mezcla en dos fases: una fase sólida (lodos formados por sólidos sedimentables con mayor densidad que el agua y por ende depositados por gravedad en el fondo) y la fase líquida, compuesta por agua y compuestos en disolución (Sans & Ribas, 2004, como se citó en Pacheco Ruiz, 2011). Una parte del lodo sedimentado debe ser recirculado al reactor para mantener una apropiada relación alimento-microorganismos y permitir así una adecuada degradación de la materia orgánica en el proceso (Noyola *et al.*, 2013).

En el caso de que exista excedente de lodos en el sistema, parte debe ser separado y extraído del sistema, permitiendo mantener un nivel equilibrado con la carga que ingresa. Por su parte, el agua clarificada se moviliza por rebalse hacia una pileta de cloración para su desinfección y la obtención final de agua tratada. Este tratamiento se distingue por ser un proceso estable, con altas eficiencias de remoción de materia orgánica, alcanzando porcentajes de eliminación de DBO₅ en el rango del 85 a 95 % (Metcalf & Eddy, 1995; Ramírez, 2015).

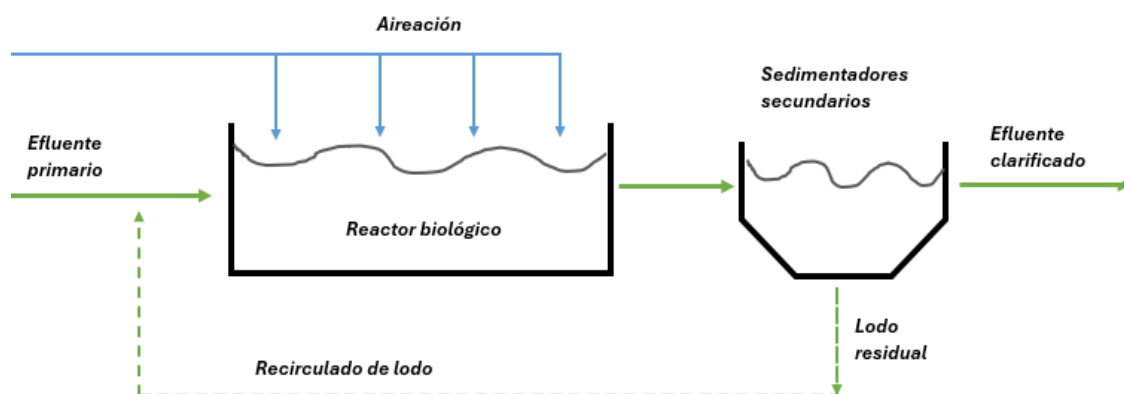


Fig 1: Esquema general del proceso de lodos activados. Adaptado de Evaluación de un sistema de tratamiento de lodos activados para la remoción de carga orgánica en las aguas residuales domésticas generadas en el Colegio San Viator (p. 28), por Ramos, 2017.

El principio de la depuración biológica en el tratamiento se basa en dos fenómenos: el metabolismo bacteriano y la biofloculación (Di Marzio, 2004). En el primero de estos fenómenos se busca potenciar la actividad degradativa de los microorganismos en condiciones de temperatura, pH y oxígeno disuelto óptimos, que favorezcan la oxidación de la materia orgánica y la síntesis de células nuevas (Rodríguez & Molina, 2018). La biofloculación es una agregación de partículas finamente suspendidas en el licor mezcla, con un peso específico que permite su separación del líquido por decantación en los sedimentadores (Di Marzio, 2004). Cuando la masa de microorganismos crece y es mezclada con la agitación introducida al tanque por medios mecánicos o de inyección de aire, ésta tiende a agruparse (floculación) para formar una masa activa de microorganismos denominada lodo activado (Noyola *et al.*, 2013).

Los flocúlos activados (**Fig 2**) son agrupaciones de microorganismos, materia orgánica muerta, materiales inorgánicos, que se caracterizan por poseer una superficie altamente activa para la adsorción de materiales coloidales y suspendidos. Estas características permiten lograr una mayor densidad al formar agregados, lo que favorece su sedimentación y separación del efluente (Romero Rojas, 2008).

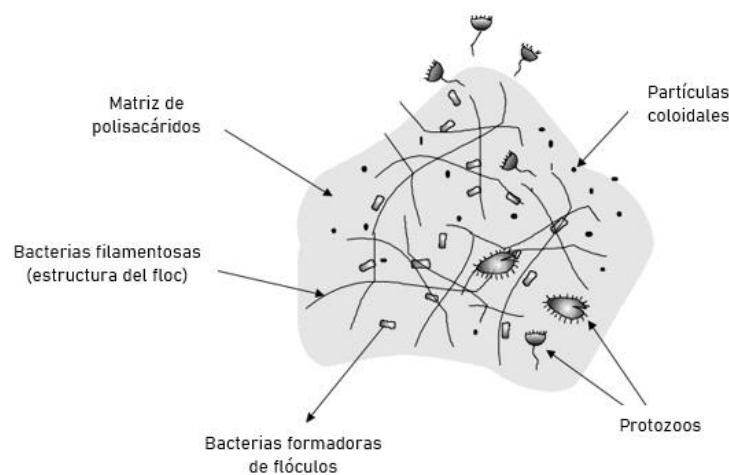


Fig 2: Representación esquemática del floculo activado. Adaptado de *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions* (p. 205), por Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2005.

Los flocúlos en un estado de funcionamiento ideal presentan un tamaño relativamente grande (500 μm), forma irregular, y un equilibrio de proporción entre las bacterias formadoras de flocúlos y las bacterias filamentosas (Di Marzio *et al.*, 2001; Rodríguez *et al.*, 2008; Díaz Fulgan, 2015). En la formación de los flocúlos participan dos tipos de bacterias, las formadoras de flocúlos y las bacterias filamentosas. Las bacterias formadoras de flocúlos se aglomeran en cúmulos formando los flocúlos, siendo los principales microorganismos responsables del proceso de tratamiento, ya que el sustrato orgánico incorporado dentro del floculo es oxidado por los microorganismos a dióxido de carbono, agua y productos parcialmente oxidados, mientras las células crecen y se reproducen en número (Rodríguez & Molina, 2018). Las bacterias filamentosas les confieren la macroestructura a los flocúlos, formando una red o esqueleto al cual se van adheriendo las bacterias floculantes (Vasco *et al.*, 2009). En



proporciones moderadas (entre 5-20 filamentos por floculo) según Rodríguez *et al.* (2008), las bacterias filamentosas son beneficiosas para la consistencia de los floculos, ya que contribuyen en su formación y le otorgan una mayor firmeza (Vasco *et al.*, 2009). Sin embargo, cuando el crecimiento de microorganismos filamentosos es excesivo, los floculos se tornan débiles, abiertos, y con espacios en su interior, lo que afecta negativamente las propiedades del lodo, el cual se vuelve menos denso y más esponjoso (Pernelle *et al.*, 2001).

El crecimiento de estos organismos depende en gran medida de las condiciones de operación de la planta, tales como: baja concentración de oxígeno disuelto (OD), alta relación A/M (alimento/microorganismos), deficiencia de nutrientes (nitrógeno y fósforo), bajo pH, alta temperatura, baja carga orgánica, composición del agua residual (concentraciones altas en grasa y aceites), mayores tiempos de retención celular (Jenkins *et al.*, 1993). Por ello, resulta fundamental realizar un monitoreo de los parámetros físico-químicos del licor mezcla y parámetros de operación como la relación A/M y el tiempo de retención celular.

La presencia de lodos con baja densidad y estructura muy esponjosa genera como problemática principal el arrastre de sólidos en el efluente tratado. Este fenómeno no solo reduce la eficiencia del tratamiento biológico, sino que también incrementa la carga orgánica y la turbidez del efluente final (Metcalf & Eddy, 1995). La incorporación de esta materia orgánica en los cuerpos receptores aumenta la demanda de oxígeno disuelto, ya que las bacterias lo utilizan para estabilizar la materia orgánica durante su respiración. Esta situación puede generar condiciones de hipoxia perjudiciales para la biota acuática (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2005). Además de sus consecuencias ecológicas, el arrastre de sólidos en el efluente tratado incrementa el riesgo de incumplimiento de la normativa de vuelco. En la provincia del Chubut, el Decreto Provincial N° 1540/16 establece como valor máximo permitido 50 mg/L de sólidos suspendidos totales para descargas en la costa marítima. Por lo tanto, el control de la sedimentabilidad del lodo constituye una medida esencial, no sólo para optimizar la eficiencia operativa de la planta, sino también para reducir el impacto sobre los cuerpos receptores y garantizar el cumplimiento de la normativa ambiental vigente.

Una forma convencional de monitorear la sedimentación del lodo es determinando el Índice Volumétrico del Lodo (IVL) (Rodríguez & Molina, 2018). El IVL es un indicador utilizado frecuentemente en las PTEC para determinar la eficiencia del proceso de sedimentación. Este parámetro cuantifica el volumen en mililitros que ocupa 1 gramo de lodo luego de sedimentar durante un tiempo determinado, en una probeta graduada de 1000 mililitros. El valor que arroja el IVL es muy importante para controlar el funcionamiento del proceso. Según Von Sperling & De Lemos Chernicharo (2005), un valor entre 50 y 100 mL/g indica una buena sedimentación y valores superiores a los 200 mL/g, generalmente, pero no siempre, están asociados con un crecimiento excesivo de bacterias filamentosas, ocasionando uno de los problemas más serios y frecuentes en lodos activados, el fenómeno conocido como "hinchamiento de lodos" o bulking sludge (Crites & Tchobanoglous, 2000).



Asimismo, la caracterización general del lodo, que incluye tanto el análisis de las propiedades macroscópicas, como la observación microscópica de los flóculos, destinada a examinar aspectos tales como: el tamaño, la forma, la estructura, el grado de presencia de filamentos de bacterias filamentosas en la muestra, etc., reviste de gran importancia para identificar deficiencias en el proceso y su posible vinculación con el desarrollo excesivo de bacterias filamentosas (Vasco *et al.*, 2009).

En este contexto, la evaluación sistemática del lodo, mediante el análisis de parámetros físico-químicos del licor mezcla, parámetros operativos como el tiempo de retención celular y la relación A/M, la calidad de la sedimentación a través del IVL, y la caracterización macroscópica y microscópica de los flóculos mediante el ICL, se consolida como una herramienta fundamental para evaluar la eficiencia del proceso de sedimentación.

El monitoreo continuo de estos indicadores permite detectar tempranamente anomalías en el comportamiento del lodo, tales como la proliferación de bacterias filamentosas o la formación de flóculos débiles (Díaz Fulgan, 2015). Esta capacidad de diagnóstico es crucial para implementar acciones correctivas oportunas y prevenir el arrastre de sólidos en el efluente tratado, situación que podría afectar significativamente la calidad del cuerpo receptor.

Por lo tanto, el control permanente de la calidad del lodo y de los flóculos activados constituye una medida clave de control preventivo, no sólo para garantizar la estabilidad operativa del proceso, sino, fundamentalmente, para reducir el impacto ambiental del efluente y minimizar los riesgos ambientales asociados a su descarga.

El presente estudio se desarrolla en la PTEC de la localidad de Rada Tilly. La ciudad posee un clima árido de estepa, característico de la Patagonia extra-andina, con temperaturas medias anuales que oscilan entre los 8 a 10 °C (Podestá, 2022). Estas condiciones de temperatura pueden constituir un factor crítico en la operación de la planta, especialmente en meses invernales.

4. Área de estudio

El presente trabajo se llevó a cabo en la Planta de Tratamiento de Efluentes Cloacales ubicada en el margen Oeste del Ejido Municipal de la Ciudad de Rada Tilly, correspondiente al departamento de Escalante, Provincia del Chubut. La localización geográfica de la planta corresponde a una latitud de $45^{\circ}55'39.31''S$ y una longitud de $67^{\circ}34'51.81''O$ (**Fig 3**).

Referencias

▭ Área de estudio



Fig 3: Ubicación de la planta de tratamiento. Fuente: Google Earth.

4.1. Descripción de las etapas de tratamiento de la PTEC de Rada Tilly

A continuación, se describen las funciones de las unidades operativas con las que cuenta la planta de tratamiento, las cuales son fundamentales para comprender el funcionamiento del proceso:

4.1.1. Pretratamiento:

- **Cámara de crudo:** Constituye la primera unidad de tratamiento que recibe el líquido cloacal en la planta (**Fig 4**). Allí ingresa todo el efluente recolectado por la red cloacal de la localidad de Rada Tilly. La cámara cuenta con un sistema de rejas mecánicas que cumplen la función de eliminar sólidos gruesos y voluminosos arrastrados por el efluente (ramas, papeles, plásticos, trapos, entre otros) evitando así el deterioro de las instalaciones y el daño a los equipos de bombeo.
- **Filtro fino:** Este equipo (**Fig 4**), consta de un tamiz rotativo recubierto de una malla fina, que gira lentamente permitiendo el paso del efluente crudo a través de la malla, mientras retiene los sólidos de menor diámetro que no fueron separados del flujo por el sistema de rejas mecánicas.

- **Desarenador:** Unidad que constituye la última etapa del pretratamiento (**Fig 4**). Su finalidad es separar las partículas de arena del efluente, basándose en la diferencia de densidad entre las partículas de arena y el agua: al reducirse la velocidad de paso, las arenas se depositan en el fondo del desarenador y son separadas del efluente de salida. Esta unidad está equipada con un caudalímetro que permite la lectura continua del caudal de efluente cloacal que ingresa a la planta de tratamiento.



Fig 4: Etapas de pretratamiento de la PTEC de Rada Tilly. (A) Cámara de crudo. (B) Tamiz rotativo. (C) Desarenador. Fuente: Elaboración propia.

4.1.2. Tratamiento secundario

- **Reactor aeróbico:** El tratamiento biológico de la planta consiste en un único reactor de lodos activados (**Fig 5**), que cuenta con una capacidad volumétrica efectiva de 1800 m³. En esta unidad, el efluente procedente del pretratamiento se mezcla con el lodo recirculado que retorna de los sedimentadores, formando el licor mezcla. El reactor cuenta con cuatro pasarelas de hormigón, tres de ellas están equipadas en un extremo con compresores de aire, que junto con dos agitadores de superficie permiten lograr una adecuada aireación y mezcla de oxígeno en todo el reactor.
- **Sedimentación secundaria:** Unidad que permite la separación de la fase sólida más pesada (masa de lodo) de la fase líquida más ligera (agua tratada) por acción de la gravedad. La planta cuenta con dos unidades de sedimentación (**Fig 6**), cada una equipada con un barredor mecánico de fondo, cuya finalidad es dirigir el lodo decantado hacia el centro para su extracción y transferencia a la cámara de recirculado. Este sistema permite recircular una fracción del lodo al reactor aeróbico para mantener una proporción de biomasa adecuada en el sistema. La capacidad volumétrica de cada unidad de sedimentación es de 350 m³.



- **Concentrador de lodos:** El espesamiento del lodo se realiza en un tanque circular (**Fig 7**) diseñado para disminuir el excedente de lodos resultante de la sedimentación secundaria. Este sistema permite, en situaciones de exceso de lodo en el sistema, reducir el volumen de lodo a recircular a la cabecera del reactor, permitiendo mantener un equilibrio de carga másica en el proceso.



Fig 5: Reactor aeróbico de la PTEC. Se observan los equipos aireadores ubicados sobre pasarelas de hormigón y los agitadores de superficie. Fuente: Elaboración propia.



Fig 6: Sedimentadores secundarios de la PTEC. Fuente: Elaboración propia.



Fig 7: Concentrador de lodos. (A): Vista externa del concentrador. (B). Vista interna del concentrador con barredor de fondo. Fuente: Elaboración propia.

4.1.3. Tratamiento terciario

- Cámara de cloración: La etapa final del tratamiento consiste en la desinfección del agua para eliminar los microorganismos patógenos presentes. El proceso se realiza en un tanque rectangular con paredes internas que canalizan el flujo en un diseño de “laberinto” maximizando el tiempo de contacto (Fig 8). De esta manera, se asegura que el hipoclorito de sodio dosificado al ingreso de la unidad tenga un tiempo de contacto mínimo de 30 minutos con el agua tratada, garantizando una desinfección efectiva antes del bombeo hacia los tanques de almacenamiento.



Fig 8: Cámara de cloración. (A) Vista de las paredes internas que delimitan el recorrido del agua. (B): Tubería dosificadora de cloro al ingreso de la cámara. Fuente: Elaboración propia.

5. Materiales y métodos

La metodología implementada para la realización del presente trabajo combinó actividades de campo con una fase complementaria de laboratorio, ambas desarrolladas en el laboratorio interno de la PTEC.

Durante un período de tres meses, comprendido entre abril y junio de 2025, se realizaron mediciones con una frecuencia de tres veces por semana. Las actividades incluyeron la determinación de sólidos sedimentables, el cálculo del IVL y de los parámetros operativos, la medición de parámetros físico-químicos, y la caracterización macroscópica del lodo y microscópica del flocúlo. Todas estas tareas se efectuaron en horarios matutinos, con el objetivo de mantener condiciones operativas homogéneas durante las mediciones.

5.1. Trabajo en campo

5.1.1. Toma de muestra

Se recolectaron muestras del licor mezcla por duplicado en la compuerta de salida del reactor aeróbico de la PTEC, utilizando una probeta de plástico de 1000 mL, previamente enjuagada con agua destilada (**Fig 9**).



Fig 9: Muestreo del licor mezcla en reactor aeróbico. Fuente: Elaboración propia.

5.1.2. Medición de parámetros físico-químicos

La medición de los parámetros físico-químicos del licor mezcla se realizó in situ, en la compuerta de salida del reactor aeróbico. Para ello, se tomó una muestra adicional en un vaso de precipitado previamente enjuagado con agua destilada, utilizado exclusivamente para la inmersión directa de la sonda del equipo multiparamétrico.

Se determinaron los siguientes parámetros: temperatura, pH y conductividad eléctrica, utilizando un medidor multiparamétrico portátil marca Hanna modelo HI98130, calibrado

previamente al inicio del presente estudio, conforme a los procedimientos recomendados por la APHA (2017) en el *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Dado que el equipo multiparámetro no dispone de una sonda de longitud suficiente que permita realizar lecturas a distintas profundidades, se efectuaron las mediciones en un único punto, la compuerta de salida, considerado representativo del reactor.

Durante cada medición, el equipo se sumergió directamente en la muestra recolectada, y se esperó aproximadamente un minuto hasta la estabilización de las lecturas, momento en el cual se registraron los valores obtenidos. En la **Fig 10** se observa el equipo portátil utilizado.

El diseño metodológico inicial contemplaba la toma de muestra y medición por duplicado de todos los parámetros. Sin embargo, debido a restricciones operativas y logísticas propias de la dinámica de la planta, las determinaciones se realizaron sobre una única muestra representativa por jornada de muestreo.



Fig 10: Determinación de parámetros físico-químicos utilizando el equipo multiparamétrico. Fuente: Elaboración propia.

Adicionalmente, con el objetivo de evaluar la distribución del oxígeno disuelto (OD) en el reactor, se realizó la medición de su concentración utilizando un oxímetro digital portátil Milwaukee PRO MW600, equipado con una sonda polarográfica y un cable de cuatro metros de extensión.

Una vez introducida la sonda en el licor mezcla, se esperó el tiempo necesario hasta la estabilización de la lectura (aproximadamente dos minutos). La medición se realizó siguiendo los lineamientos del Standard Methods 4500-OG (APHA, 2017).

Dada la relevancia del oxígeno disuelto para el proceso biológico y su reconocida variabilidad espacial en reactores de lodos activados, se diseñó un esquema de muestreo que permitiera evaluar su distribución a lo largo del reactor. Las mediciones se realizaron en las cuatro pasarelas de hormigón del reactor, en los puntos indicados en la **Fig 11**, a tres alturas diferentes en cada uno (fondo, mitad de columna y superficie), considerando que la profundidad del

reactor es de 3,5 metros. Estos puntos fueron seleccionados por considerarse los más representativos, de acuerdo con la experiencia del personal operativo de la planta.

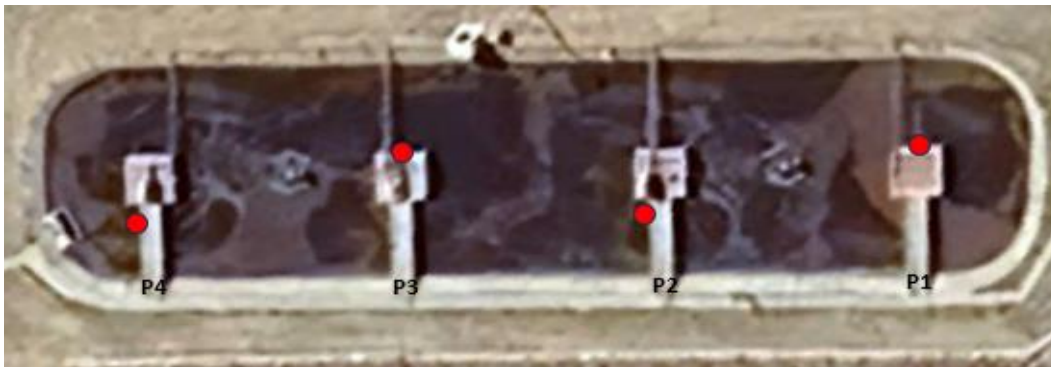


Fig 11: Observación satelital del reactor aeróbico en orientación oeste-este. Se detallan los puntos de medición de OD en las cuatro pasarelas. Fuente: Elaboración propia.

5.2. Trabajo en laboratorio

5.2.1. Determinación de sólidos sedimentables

En el laboratorio, se procedió a la determinación de los sólidos sedimentables del licor mezcla mediante el uso de una probeta de vidrio graduada de 1000 mL y un cono Imhoff de 1000 mL (**Fig 12**). Para cada determinación se utilizó un litro de muestra, trasvasado con precaución para evitar la pérdida de sólidos. Luego se agitó suavemente el líquido y se dejó en reposo el material volumétrico para realizar el seguimiento a la altura de la interfase lodo-clarificado. El volumen sedimentado se registró a los 30 minutos (V_{30}) y a los 60 minutos (V_{60}). Los ensayos se llevaron a cabo a temperatura ambiente, dejando reposar las probetas en una superficie estable y libre de vibraciones. La metodología aplicada siguió los lineamientos establecidos en el método volumétrico Standard Methods 2540-F (APHA, 2017).

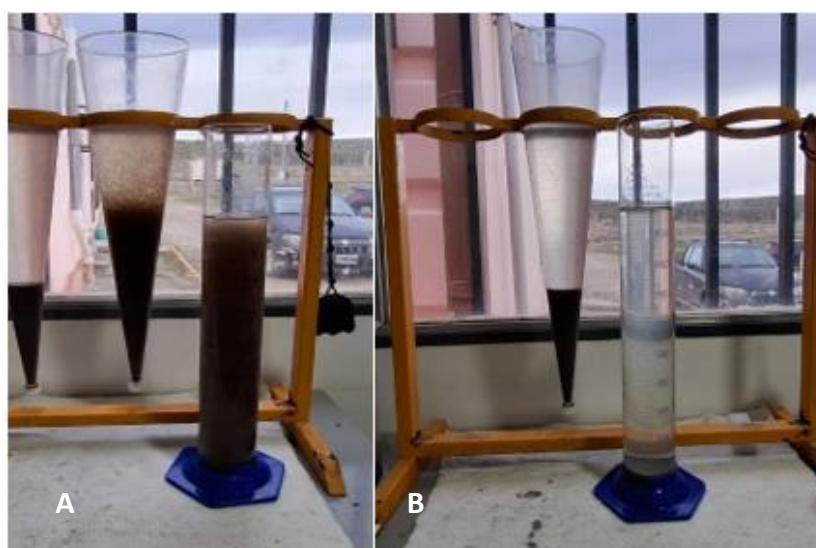


Fig 12: Prueba de sedimentación. (A): Prueba de sedimentación a los segundos de iniciado el ensayo. (B): Sedimentación luego de 60 minutos de iniciado el ensayo. Fuente: Elaboración propia.



A fin de asegurar la reproducibilidad del procedimiento, a continuación, se presenta una minuta detallada de pasos correspondiente a la determinación de los sólidos sedimentables.

Determinación de sólidos sedimentables

1. Recolectar 1 litro de muestra de licor mezcla por duplicado.
2. Trasvasar 1 litro de muestra a una probeta de vidrio graduada de 1000 mL y 1 litro a un cono Imhoff limpio de 1000 mL.
3. Agitar suavemente el líquido en ambos recipientes durante 30 segundos.
4. Dejar reposar los recipientes sobre una superficie lisa, estable y libre de vibraciones.
5. Registrar el volumen sedimentado (mL/L) en la probeta graduada luego de 30 minutos de reposo (V_{30}).
6. Registrar el volumen sedimentado (mL/L) en el cono Imhoff luego de 60 minutos de reposo (V_{60}).

5.2.2. Cálculo del IVL

La determinación del Índice Volumétrico del Lodo se realizó utilizando los datos obtenidos del volumen de biomasa sedimentado a los 30 minutos (V_{30}). El IVL se calculó mediante la **Ecuación 1**.

Ecuación 1: Índice Volumétrico del Lodo. Fuente: Romero Rojas (2008).

$$\text{IVL (mL/g)} = \frac{V_{30} \text{ (mL/L)}}{\text{SST (g/L)}}$$

Donde:

V_{30} : Volumen de lodo luego de 30 minutos de sedimentación. (mL/L).

SST: Sólidos suspendidos totales del licor mezcla (g/L).

Los sólidos suspendidos totales (SST) se definen como aquellos sólidos que quedan retenidos en un filtro con un tamaño de poro estándar después de filtrar la muestra y evaporar el agua en una estufa a 105 °C (Modino, 2021).

Para determinar los SST del licor mezcla, se filtraron 1000 mL de muestra utilizando papel de filtro de laboratorio y embudos de vidrio con el fin de facilitar el proceso de filtrado (**Fig 13**). Una vez finalizado el filtrado, el papel de filtro se retiró cuidadosamente y se colocó en un horno eléctrico. El secado se realizó a una temperatura comprendida entre 105 a 110 °C aproximadamente, durante al menos cuatro horas, hasta alcanzar un peso constante de la muestra.

La diferencia entre el peso del papel de filtro con los sólidos retenidos luego del secado y la del papel de filtro vacío, dividida por el volumen filtrado, permitió calcular la concentración de SST en g/L (**Ecuación 2**).



Ecuación 2: Cálculo de los sólidos suspendidos totales del licor mezcla. Fuente: APHA (2017).

$$\text{SST (g/L)} = \frac{(A - B) * 1000}{V}$$

Donde:

A: Peso del papel de filtro luego del filtrado y secado (mg).

B: Peso del papel de filtro vacío (mg).

V: Volumen del líquido filtrado (L).



Fig 13: Filtración de la muestra en papel de filtro. Fuente: Elaboración propia

A continuación, se presenta detalladamente la minuta de pasos correspondiente al cálculo del IVL.

Cálculo del IVL.

1. Pesarse en una balanza el papel de filtro seco antes de su uso.
2. Preparar el sistema de filtración, utilizando un matraz Erlenmeyer, un embudo de vidrio y el papel de filtro.
3. Filtrar cuidadosamente el litro de muestra utilizado para la determinación del V_{30} .
4. Retirar cuidadosamente el papel de filtro con una pinza metálica limpia y colocarlo en un horno eléctrico.
5. Secar el papel de filtro a una temperatura comprendida entre 105 y 110 °C durante al menos cuatro horas, hasta alcanzar peso constante.
6. Pesarse nuevamente el papel de filtro con los sólidos retenidos y calcular los SST (g/L), según la **Ecuación 2**.
7. Calcular el IVL utilizando la **Ecuación 1**.

La interpretación de los valores obtenidos se realizó a partir de los rangos propuestos por Von Sperling & De Lemos Chernicharo (2005), los cuales se detallan en la **Tabla 1**.



Tabla 1: Interpretación de los valores del IVL. Fuente: Von Sperling & De Lemos Chernicharo (2005).

Sedimentabilidad	IVL (mL/g)
<i>Muy buena</i>	0-50
<i>Buena</i>	50-100
<i>Media</i>	100-200
<i>Pobre</i>	200-300
<i>Muy pobre</i>	300-400

Así, valores de IVL inferiores a 50 mL/g reflejan una sedimentación muy buena, mientras que, valores comprendidos entre 50 y 100 mL/g indican una sedimentabilidad adecuada, donde los flóculos presentan buena estructura, tamaño y densidad, lo que favorece una eficiente separación sólido-líquido en el sedimentador secundario.

En cambio, valores superiores a 200 mL/g evidencian una sedimentación deficiente, frecuentemente asociada con fenómenos de esponjamiento del lodo y proliferación de bacterias filamentosas en el licor mezcla, condiciones que afectan negativamente la decantación y generan arrastre de sólidos en el efluente tratado.

5.2.3. Cálculo de parámetros operativos

En el presente estudio, se consideraron como parámetros operativos de control del sistema de lodos activados la relación alimento-microorganismos (A/M) y la edad del lodo, debido a su influencia directa sobre la actividad microbiológica y la sedimentación del lodo.

La relación A/M indica si el proceso de lodos activados está siendo alimentado a una velocidad adecuada, a la cual los microorganismos del licor mezcla son capaces de degradar la materia orgánica introducida (Amigos de Sian Ka'an, 2022). La relación A/M se calculó con frecuencia mensual, aplicando la **Ecuación 3**.

Ecuación 3: Cálculo de carga másica. Fuente: Metcalf & Eddy (1995).

$$\frac{A}{M} = \frac{Q * DBO_5}{V_r * SSVLM}$$

Donde:

A/M: Relación alimento/microorganismos, en kg DBO₅/kg SSVLM-día.

Q: Caudal promedio mensual de ingreso de aguas residuales crudas (m³/d).

DBO₅: Demanda bioquímica de oxígeno del agua residual cruda (mg/L).

V_r: Volumen del líquido en el reactor aeróbico (m³).

SSVLM: Concentración de sólidos suspendidos volátiles en el licor mezcla (mg/L).



Para este cálculo, los valores de DBO_5 y del caudal promedio mensual (Q) fueron proporcionados por el personal operativo de la planta.

Dado que no se disponía de un horno mufla para alcanzar temperaturas de 550 ± 50 °C requeridas por el Standard Methods 2540-D (APHA, 2017) para la determinación experimental de los SSVLM, este valor fue estimado a partir de los SST del licor mezcla, aplicando un factor de conversión de 0,8 según lo establecido por Metcalf & Eddy (1995).

Asimismo, con frecuencia mensual, se calculó el tiempo de retención celular (o edad del lodo), parámetro que representa el tiempo promedio de residencia de los microorganismos en el sistema (Romero Rojas, 2008). El cálculo se realizó mediante la aplicación de la **Ecuación 4**.

Ecuación 4: Cálculo del tiempo de retención celular. Fuente: Romero Rojas (2008).

$$\theta_c = \frac{V_r * X}{Q_w * X_w + Q_e * X_e}$$

Donde:

θ_c : Tiempo promedio de retención celular (días)

V_r : Volumen del reactor aeróbico (m^3).

X : Concentración de sólidos suspendidos en el licor mezcla (mg/L)

Q_w : Caudal de purga de lodos ($m^3/día$).

X_w : Concentración de sólidos en el lodo de purga (mg/L).

Q_e : Caudal de efluente tratado ($m^3/día$).

X_e : Concentración de sólidos suspendidos en el efluente tratado (mg/L).

El valor de X fue obtenido mediante la **Ecuación 2**, a partir de los resultados experimentales. Los demás parámetros necesarios (V_r , Q_w , X_w y X_e) fueron proporcionados por el personal técnico de la planta, en base a los registros operativos de rutina.

Para la interpretación de estos parámetros operativos, se tomaron como referencia los rangos típicos para sistemas de lodos activados en aireación extendida, dado que esta es la modalidad de proceso definida en el proyecto original de diseño de la PTEC de Rada Tilly. Según este enfoque, se consideran valores característicos de relación A/M en el rango de 0,05 a 0,15 kg DBO_5/kg SSVLM-día y de edad del lodo de 20 a 30 días (Metcalf & Eddy, 1995).

5.2.4. Caracterización macroscópica y microscópica del lodo

La caracterización del lodo se realizó basándose en la metodología propuesta por Rodríguez *et al.*, (2008), mediante dos enfoques complementarios:

- Caracterización macroscópica



Se llevó a cabo a partir de la observación visual de la prueba de sedimentación V_{30} , evaluando las propiedades visibles a simple vista del licor mezcla en la probeta. Las propiedades analizadas fueron: sedimentabilidad (velocidad de sedimentación), turbidez, presencia de microfloculos en suspensión y olor característico. Estas variables se analizaron cualitativamente de acuerdo a los criterios establecidos por Rodríguez *et al.*, (2008) clasificándose en alta, media o baja, tal como se muestra en la **Tabla 2**.

Tabla 2: Valoraciones de las propiedades macroscópicas del licor mezcla propuesta por Rodríguez *et al.*, (2008).

Valoración	Turbidez	Sedimentabilidad	Floculos en suspensión	Olor
Alta	Visibilidad muy baja a través de la probeta.	La mayor parte del lodo decanta en los primeros 10 minutos del ensayo, y el lodo se encuentra muy compactado.	Excesiva abundancia de microfloculos	Se definirá como correcto o incorrecto , indicando este último situaciones de septicidad, presencia de vertidos inusuales, etc.
Media	Visibilidad media a través de la probeta.	La mayor parte del lodo decanta entre 10-20 minutos con un ligero esponjamiento.	Presencia moderada de microfloculos.	
Baja	Visibilidad alta a través de la probeta.	La mayor parte del lodo decanta después de 20 minutos y se observa un claro esponjamiento.	Baja presencia o ausencia de microfloculos.	

➤ Caracterización microscópica.

Se llevó a cabo mediante la preparación de un preparado en fresco del licor mezcla y su observación en un microscopio óptico de campo claro, marca Mellth (**Fig 14**). Para ello, se tomó una pequeña gota (aproximadamente 0,05 mL) de muestra del licor mezcla con una pipeta Pasteur. La gota fue colocada sobre un portaobjetos, cubierta con un cubreobjetos y se examinó en el microscopio utilizando lentes objetivos de 4x, 10x y 40x.



Fig 14: Microscopio utilizado para realizar las observaciones de los preparados.



Las observaciones microscópicas se realizaron relevando aproximadamente diez flóculos por preparado, con el objetivo de obtener una apreciación representativa del conjunto. Los aspectos evaluados fueron: forma, tamaño, estructura, textura y cobertura en campo visual de los flóculos; además de la presencia y grado de abundancia de bacterias filamentosas; y la diversidad de protozoos. Para cada una de estas variables microscópicas, se registró la categoría predominante observada en el conjunto de flóculos evaluados en cada jornada, clasificando cada variable en categoría baja, media o alta, según los criterios establecidos en la **Tabla 3**.

Tabla 3: Categorías de las variables microscópicas a evaluar en licor mezcla propuesta por Rodríguez et al., (2008).

Características	Categorías a detallar
Forma del flóculo	Redonda o irregular.
Tamaño del flóculo	Pequeño: tamaño menor a 150 μm . Medio: tamaño entre 150 - 500 μm . Grande: tamaño mayor a 500 μm .
Estructura del flóculo	Compacto: No se observan prácticamente huecos libres en la estructura interna del flóculo. Medio: Se observan algunos huecos libres. Abierto: Se observa gran número de huecos libres dentro del flóculo.
Filamentos en el flóculo	Baja: Menos de 5 filamentos por flóculo. Media: Entre 5-20 filamentos por flóculo. Alta: Más de 20 filamentos por flóculo.
Filamentos en disolución	Baja: No se observan filamentos libres en la disolución. Alta: Se observan filamentos libres en la disolución.
Diversidad de protozoos	Baja: Menos de 4 especies. Media: De 4-7 especies. Alta: Mayor a 7 especies.
Cobertura	Baja: La unión de los flóculos en el ocular de 10x cubren menos del 10% de la superficie. Media: Los flóculos cubren del 10-50 % de la superficie. Alta: Los flóculos cubren >50 % de la superficie.
Textura	Débil: Alta disgregación por ligera presión sobre el cubreobjetos. Fuerte: Baja disgregación por ligera presión sobre el cubreobjetos.

Al no disponer de un microscopio con micrómetro ocular, el tamaño de los flóculos fue estimado mediante la siguiente escala descriptiva:

- Flóculos pequeños (<150 μm): Flóculos generalmente dispersos, fácilmente observables con el objetivo de 40x.
- Flóculos medianos (150-500 μm): Flóculos más compactos, observables con el objetivo de 10x como estructuras individuales.
- Flóculos grandes (>500 μm): Flóculos visibles con el objetivo de 4x, pueden ocupar gran parte del campo visual.

Siguiendo la metodología propuesta por Rodríguez *et al.*, (2008) para el cálculo del Índice de Calidad del Lodo (ICL), a cada una de las cuatro variables macroscópicas y ocho variables



microscópicas evaluadas se le asignó un valor numérico, según los criterios de valorización especificados en el **Anexo II**. Una vez asignadas las valoraciones, la sumatoria de las doce variables evaluadas determinó el valor final del ICL, cuyo rango de valores varía de 0 a 100. Los rangos de interpretación del ICL se presentan en la **Tabla 4**.

Tabla 4: Categorías finales del ICL establecidas por Rodríguez et al., (2008).

Puntaje	Índice de Calidad del Lodo.
0-20	Pésimo
21-40	Malo
41-60	Regular
61-80	Bueno
81-100	Óptimo

5.3. Análisis estadístico de los datos

Los datos obtenidos de los parámetros físico-químicos (oxígeno disuelto, temperatura, pH y conductividad eléctrica) fueron procesados mediante análisis descriptivo. Para cada variable se determinaron valores máximos y mínimos registrados, con el fin de representar el rango de variación observado durante el período de estudio. En el caso del oxígeno disuelto, al haberse realizado tres mediciones en las cuatro pasarelas del reactor aeróbico por jornada ($n = 12$), se calculó, a fines prácticos, un promedio diario por fecha de medición. Posteriormente, se utilizaron los tres valores promedio semanales para su procesamiento estadístico, con el fin de mantener la consistencia metodológica con las demás variables analizadas.

Se elaboró una matriz de correlación que incluyó tanto los parámetros físico-químicos como los indicadores operativos de sedimentación (V_{30} , V_{60} e IVL) y el ICL, con el objetivo de explorar posibles relaciones entre estas variables y el comportamiento de sedimentación del lodo.

Previamente, se verificó la normalidad de los datos mediante la prueba de Shapiro-Wilk, recomendada para pruebas con tamaños muestrales inferiores a 50 observaciones (Roco Videla *et al.*, 2023). Dado que la mayoría de variables no cumplieron el supuesto de normalidad, se optó por utilizar el coeficiente de Spearman para el análisis de correlaciones y la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para la comparación entre grupos.

Este último análisis se realizó con la finalidad de evaluar la existencia de diferencias significativas en el comportamiento temporal de las variables analizadas, considerando los tres meses de monitoreo (abril, mayo y junio) como grupos de comparación. Este enfoque permitió reducir la variabilidad semanal y analizar diferencias a una escala temporal más representativa.

Se utilizó un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$ para los análisis estadísticos, los cuales fueron realizados utilizando el software de código abierto Jamovi, versión 2.6.26 (The Jamovi Project, 2024).



6. Resultados

En las figuras de esta sección, los valores de los parámetros físico-químicos, sólidos sedimentables, IVL e ICL, se presentan como mediciones individuales correspondientes a cada jornada de muestreo. La única excepción es la **Fig 17**, donde cada punto representa el promedio diario de OD entre las doce mediciones realizadas en las diferentes pasarelas y profundidades del reactor.

6.1. Parámetros físico-químicos

En la **Tabla 5** se presentan los valores máximos y mínimos obtenidos para los parámetros físico-químicos del licor mezcla medidos en el reactor aeróbico.

Tabla 5: Valores máximos y mínimos de los parámetros físico-químicos medidos en el licor mezcla.

	N	Valor mínimo	Valor máximo
Temperatura (°C)	39	8.50	17.5
pH (Un.pH)	39	6.79	7.77
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	39	1760	2140
Oxígeno disuelto ($\text{mg O}_2/\text{L}$)	24	3.35	8.31

6.1.1. Temperatura

Durante el período de monitoreo, la temperatura del licor mezcla registrada en la compuerta de salida del reactor osciló entre 8,5 y 17,5 °C.

La **Fig 15** muestra la distribución semanal de las mediciones, donde se observó una tendencia general levemente decreciente hacia las últimas semanas. Se destaca un pico máximo de 17,5 °C, registrado en la semana 3, y un mínimo de 8,5 °C registrado en la semana 13.

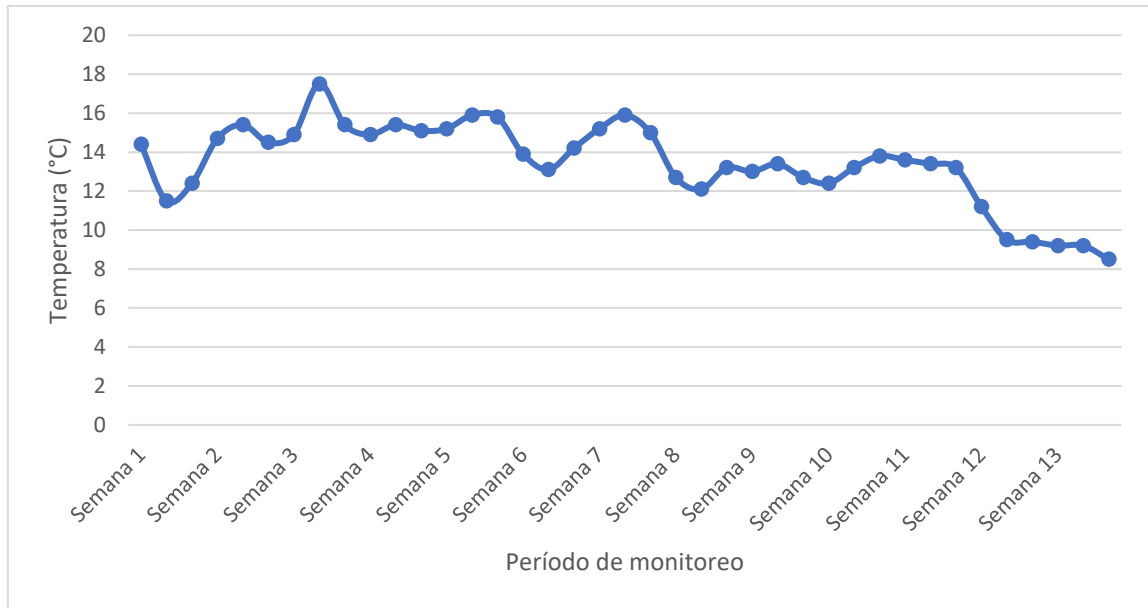


Fig 15: Variación semanal de la temperatura del licor mezcla. Cada punto corresponde a una medición individual registrada durante una jornada de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

6.1.2. pH

Los valores de pH del licor mezcla se mantuvieron dentro de un rango relativamente acotado, con registros que oscilaron entre 6,79 y 7,76 durante el período de estudio. La variación semanal fue leve, y no se registraron fluctuaciones abruptas. La **Fig 16** muestra esta estabilidad del parámetro en el licor mezcla durante el período de monitoreo.

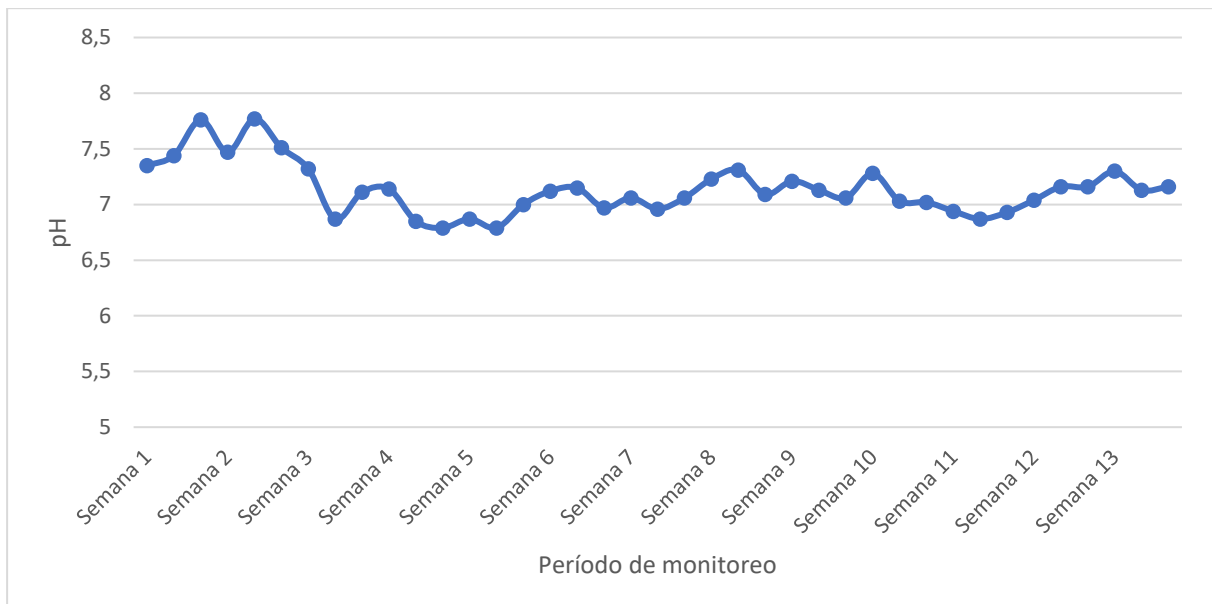


Fig 16: Variación semanal del pH en el licor mezcla. Cada punto corresponde a una medición individual registrada durante una jornada de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

6.1.3. Oxígeno disuelto

La **Fig 17** presenta la variación semanal de la concentración de OD en el reactor aeróbico, calculada a partir de las 12 mediciones realizadas por jornada (cuatro pasarelas y tres profundidades por pasarela).

Se observa una tendencia general estable durante las primeras cuatro semanas del estudio. Por otra parte, en las mediciones registradas entre la semana 10 y la semana 13 inclusive, se observaron variaciones más abruptas en la concentración de OD. Las barras de error reflejan la variabilidad diaria de las mediciones, la cual fue más pronunciada en las primeras semanas del estudio. Cabe destacar que no se presentan datos entre las semanas 5 y 9, debido a la indisponibilidad del oxímetro, que fue enviado a calibración en un laboratorio externo. En este caso, los valores no fueron compensados estadísticamente, considerándose únicamente los valores efectivamente medidos para los análisis.

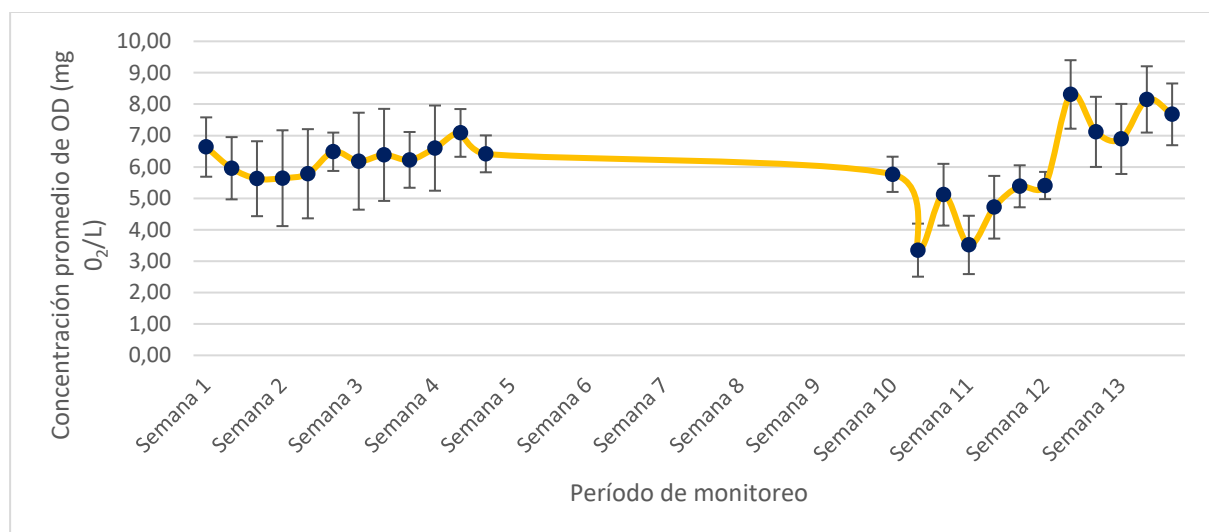


Fig 17: Variación semanal de la concentración promedio de OD (\pm DE) en el licor mezcla. Cada punto representa el promedio diario de las 12 mediciones realizadas en las cuatro pasarelas del reactor y a tres profundidades. Las barras de error indican la desviación estándar. Fuente: Elaboración propia.

La **Fig 18** muestra la distribución espacial de la concentración de OD registrada en las cuatro pasarelas del reactor aeróbico, donde cada punto corresponde a una medición individual de las mediciones realizadas a diferente profundidad (superficie, mitad de columna, fondo) en cada pasarela. Se identificó un patrón creciente en la concentración de OD desde la pasarela 1, que presentó los valores más bajos, hacia la pasarela 4, donde se registraron las concentraciones más elevadas.

Durante las primeras cuatro semanas del estudio, las pasarelas 2, 3 y 4 mantuvieron concentraciones relativamente más altas y estables de OD, mientras que la pasarela 1 mostró una mayor variabilidad entre jornadas. A partir de la semana 10 y hasta la semana 13 inclusive



se identificó un aumento generalizado de la concentración de OD en todas las pasarelas, aunque con fluctuaciones leves entre puntos de medición.

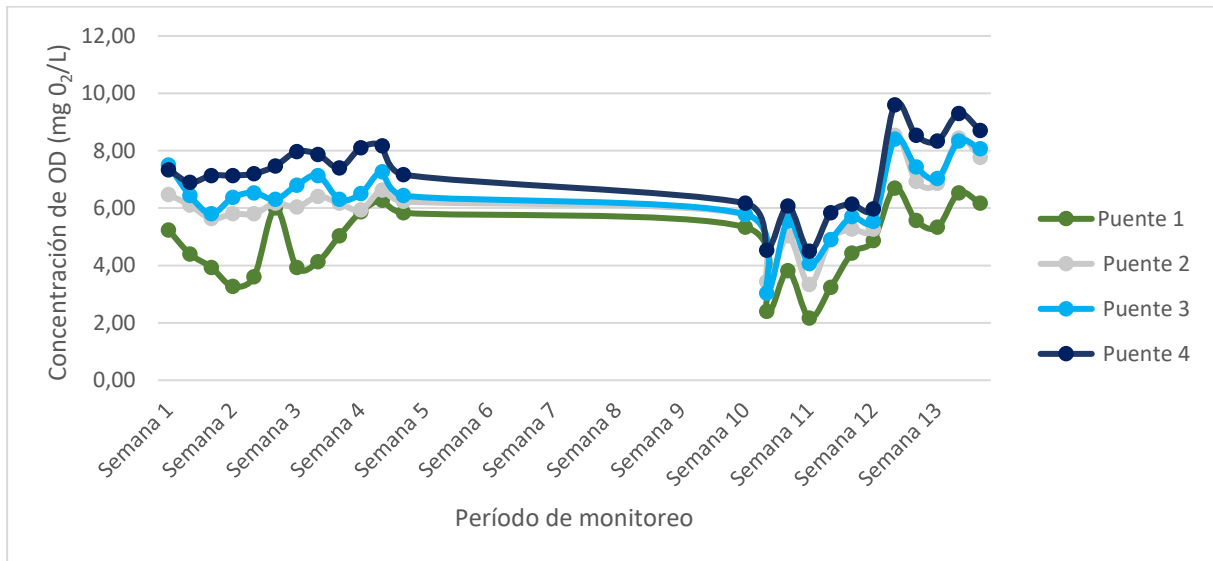


Fig 18: Variación semanal de la concentración de oxígeno disuelto en las cuatro pasarelas del reactor aeróbico. Cada punto corresponde a una medición individual en cada pasarela. Fuente: Elaboración propia.

6.1.4. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica del licor mezcla presentó valores comprendidos entre 1760 y 2140 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a lo largo del período de monitoreo. La **Fig 19** muestra ligeras variaciones semanales, sin distinguirse cambios abruptos ni tendencias marcadas. En general, los valores se mantuvieron relativamente estables en el reactor.

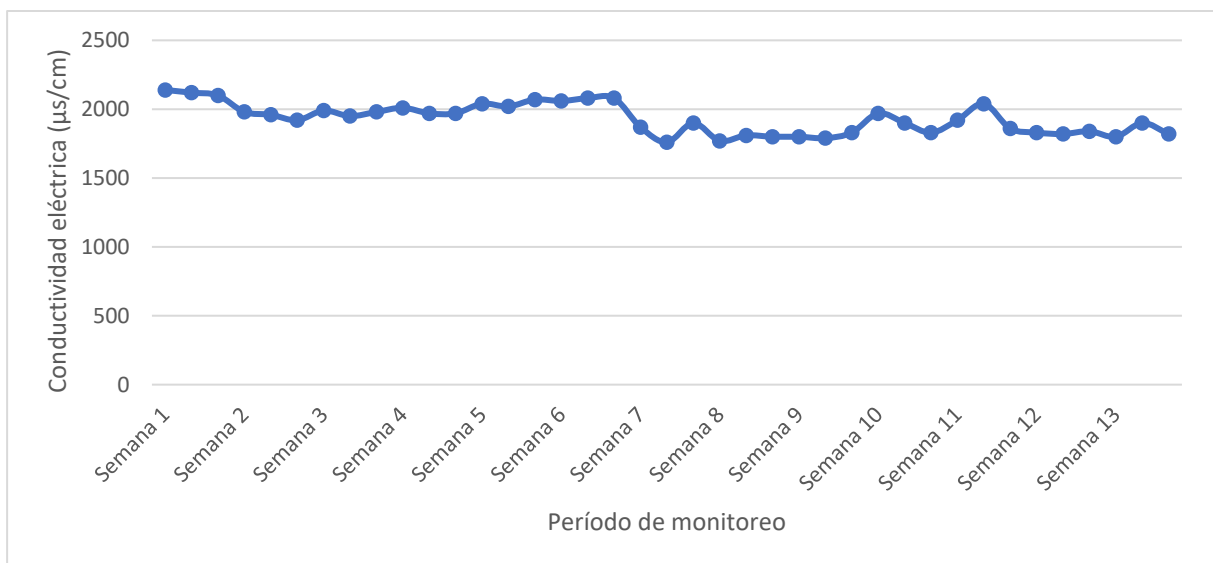


Fig 19: Variación semanal de la conductividad eléctrica en el licor mezcla. Cada punto corresponde a una medición individual registrada durante la jornada de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

6.2. Sólidos sedimentables

Los resultados obtenidos para los sólidos sedimentables mostraron valores de V_{30} entre 40 y 830 mL/L, y de V_{60} entre 50 y 340 mL/L (**Fig 20**). Entre las semanas 1 y 7, ambos parámetros se mantuvieron dentro de un rango relativamente estable, sin cambios abruptos en el volumen del lodo sedimentado. En la semana 4 el V_{30} alcanzó su valor mínimo de 40 mL/L, mientras que el V_{60} alcanzó su valor mínimo en la semana 5, siendo de 50 mL/L.

A partir de la semana 7 hasta la semana 11, los resultados registrados de la prueba V_{60} mostraron incrementos progresivos, mientras que en la prueba de sedimentación V_{30} , se observó un comportamiento más irregular, con fluctuaciones marcadas, incluyendo aumentos y descensos bruscos en el volumen de lodo sedimentado. En las semanas 12 y 13 se observó una ligera estabilización de ambos parámetros. Los valores máximos de ambas pruebas de sedimentación se alcanzaron en la semana 10 del estudio, con un V_{30} de 830 mL/L, y un V_{60} de 340 mL/L.

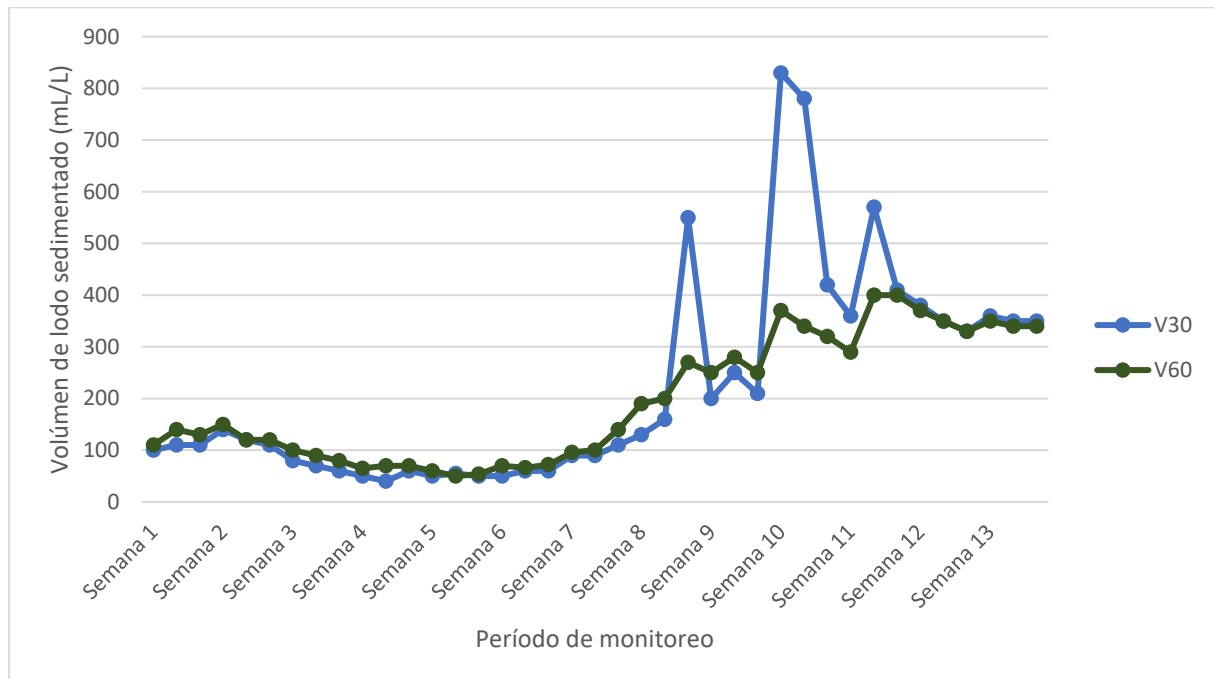


Fig 20: Variación semanal de los sólidos sedimentables del licor mezcla medidos en el período de monitoreo. Fuente: Elaboración propia.

6.3. Índice Volumétrico del Lodo.

La **Fig 21** presenta la evolución del IVL registrada durante el período de monitoreo. En las primeras cuatro semanas se registró una disminución sostenida, desde valores cercanos a 100 mL/g en la semana 1, hasta alcanzar un mínimo de 35 mL/g en la semana 4.

Posteriormente, entre las semanas 5 y 8 se registró un incremento gradual del índice, seguido por un ascenso abrupto a finales de la misma semana, alcanzando un valor de 327 mL/g, y



experimentando un descenso abrupto en la semana 9. En la semana 10 se observó nuevamente un aumento considerable del parámetro, alcanzando el valor máximo registrado, de 441 mL/g. Durante la semana 11 el índice presentó nuevamente variaciones, mientras que en las semanas 12 y 13, se observó una tendencia descendente del IVL, manteniendo una mayor estabilidad.

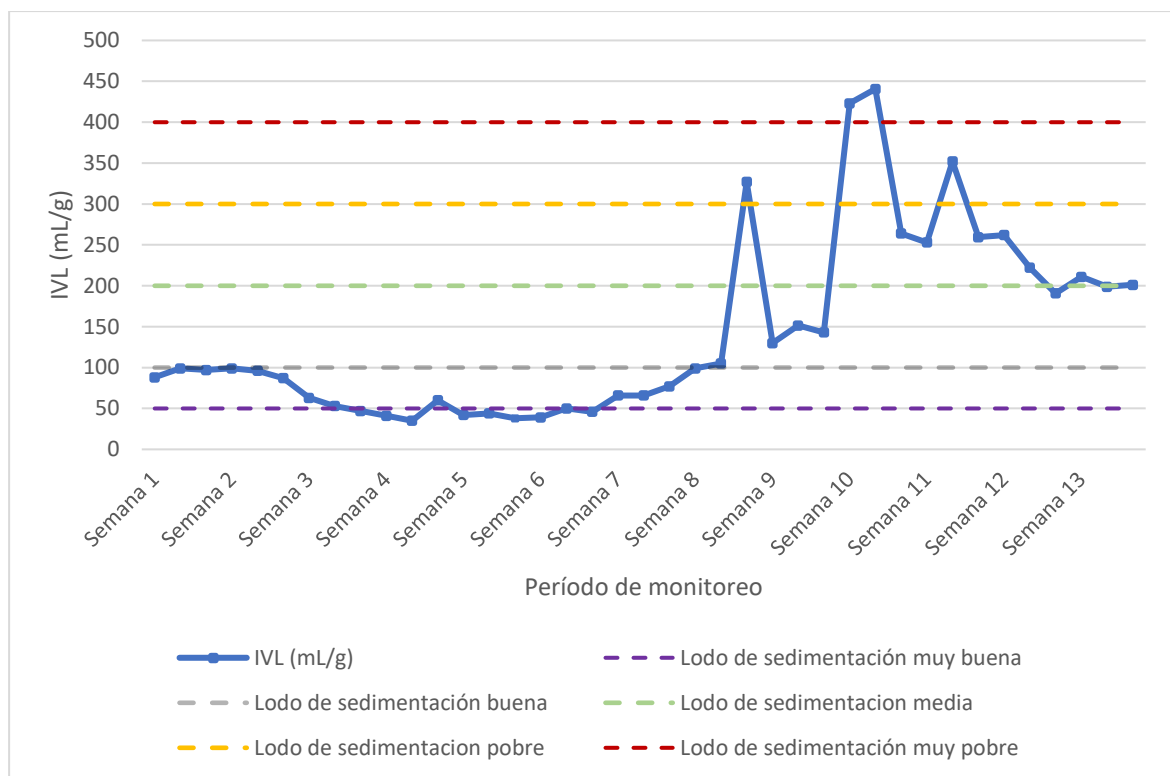


Fig 21: Valores de IVL calculados durante el período de monitoreo. Fuente: Elaboración propia.

6.4. Parámetros operativos

Se calcularon mensualmente los valores del tiempo de retención celular y la relación A/M, cuyos resultados se presentan en la **Tabla 6**. En el mes de abril se registró el mayor tiempo de retención celular, de 28 días, valor que descendió a 10 días en mayo. En el mes de junio el valor del parámetro volvió a incrementarse alcanzando los 18 días. Por su parte, la relación A/M se mantuvo en valores dentro del rango típico para lodos activados en aireación extendida en los tres meses, siendo de 0,15 kg DBO₅/kg SSVLM·día el valor más alto, correspondiente al mes de abril y de 0,08 kg DBO₅/kg SSVLM·día el valor más bajo correspondiente al mes de mayo.

Tabla 6: Valores calculados de los parámetros operativos para los 3 meses de monitoreo.

Mes	Tiempo de retención celular (días)	Relación A/M (kg DBO ₅ /kg SSVLM · día)
Abril	28	0,15
Mayo	10	0,08
Junio	18	0,12

6.5. Caracterización macroscópica y microscópica del lodo

Los valores del ICL obtenidos durante el período de monitoreo del lodo se observan en la **Fig 22**, los cuales oscilaron entre 36 y 81 %. Durante las primeras tres semanas, se observó que el ICL se mantuvo con valores por encima de 70 % indicando un lodo de buena calidad, alcanzando el valor máximo (81 %) en la semana 2, correspondiente a la categoría de lodo óptimo. Entre las semanas 4 y 7, se evidenció una tendencia general decreciente con oscilaciones en los valores. Más adelante, entre las semanas 7 y 9, el ICL se estabilizó en el rango considerado como un lodo de calidad regular. En la semana 10 se registró un descenso del parámetro, donde alcanzó su valor mínimo (28 %), clasificando al lodo como de mala calidad. Finalmente, en las semanas 12 y 13, los valores del ICL mostraron cierta estabilidad, manteniéndose en la categoría de lodo de calidad regular.

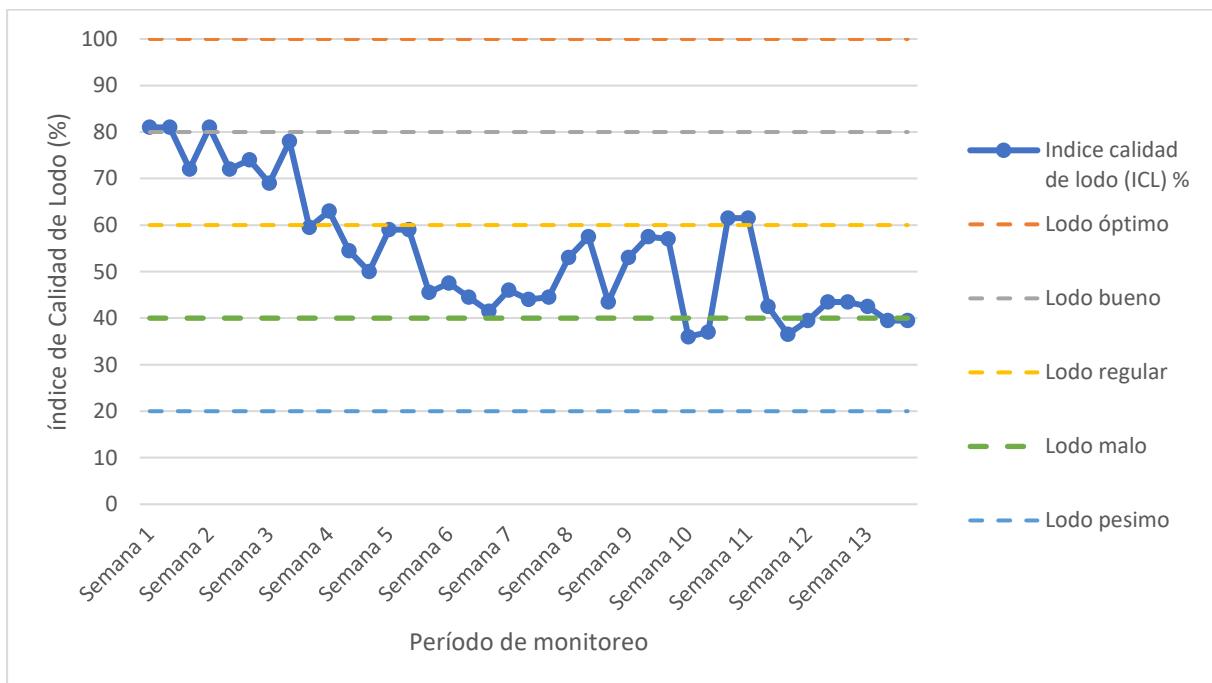


Fig 22: Valores del ICL medidos durante el período de monitoreo. Fuente: Elaboración propia.

6.6. Análisis estadístico de los datos

La prueba de Shapiro-Wilk se aplicó para verificar la normalidad de los parámetros físico-químicos, los indicadores operativos de sedimentación y el ICL. Se observó que únicamente los parámetros: conductividad eléctrica y oxígeno disuelto presentaron un valor p mayor al valor de significancia (0.05), por ende, se consideran distribuidos normalmente, mientras que los parámetros temperatura, pH, los parámetros de sedimentación V_{30} , V_{60} , IVL, y el ICL no cumplieron con el supuesto de normalidad ($p < 0.05$). Por este motivo, se optó por aplicar el coeficiente de correlación de Spearman para la realización de la matriz. Los resultados obtenidos de la prueba de Shapiro-Wilk se observan en la **Tabla 7**.



Tabla 7: Resultados de la prueba de normalidad Shapiro-Wilk.

Shapiro-Wilk			
	N	W	p
Temperatura (°C)	39	0.932	0.021
pH (Un.pH)	39	0.934	0.025
Conductividad eléctrica (μS/cm)	39	0.948	0.070
Oxígeno disuelto (mg O ₂ /L)	24	0.962	0.488
V ₃₀ (mL/L)	39	0.807	<.001
V ₆₀ (mL/L)	39	0.868	<.001
IVL (mL/g)	39	0.846	<.001
ICL (%)	39	0.914	0.006

Los histogramas (Fig 23 y Fig 24) permiten visualizar la forma de distribución de las variables analizadas durante el período de monitoreo del presente estudio.



Evaluación de la calidad del lodo y flocúlos activados en el tratamiento de efluentes cloacales.

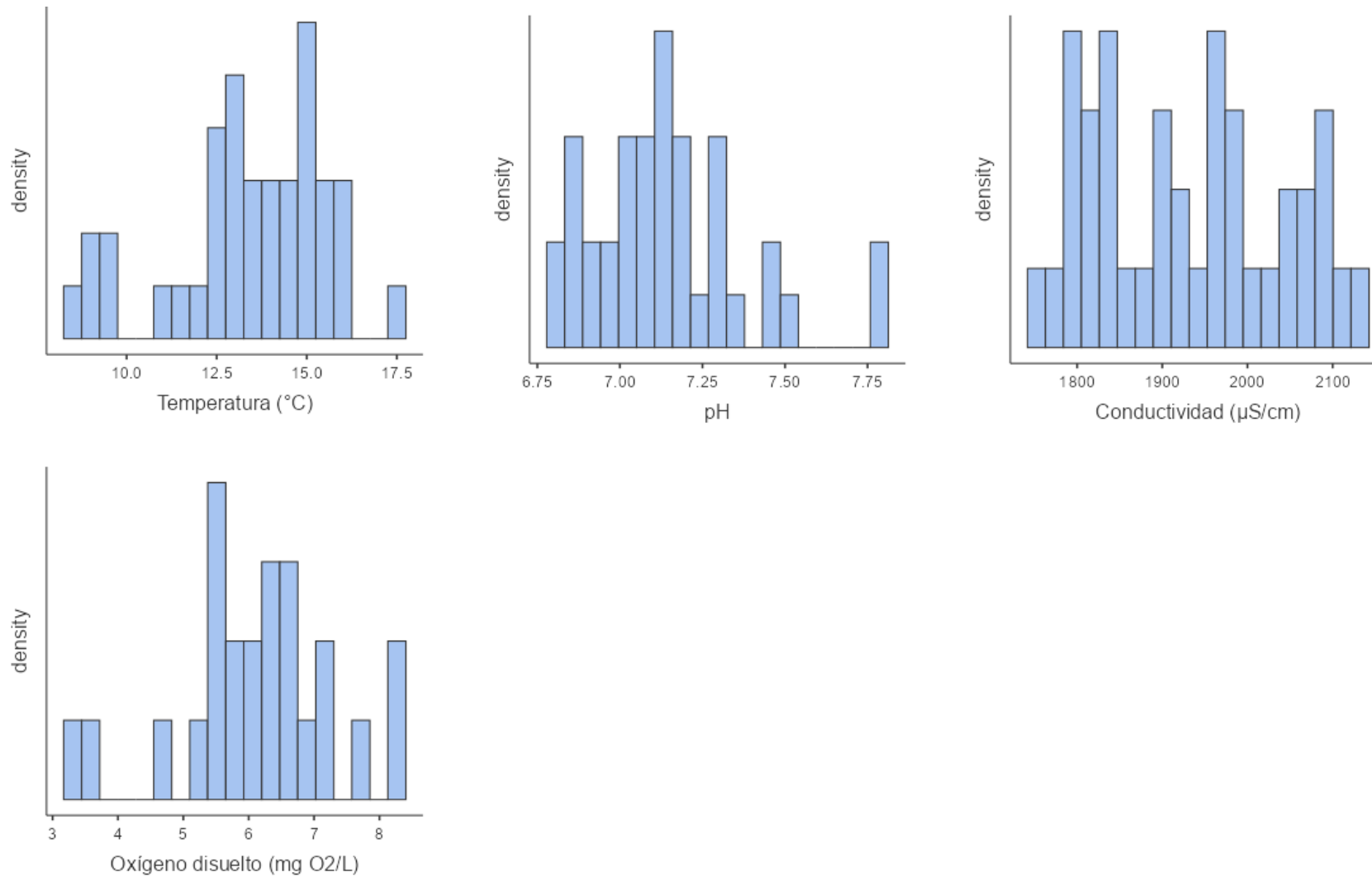


Fig 23: Histogramas de los parámetros físico-químicos del licor mezcla. Fuente: Elaboración propia.

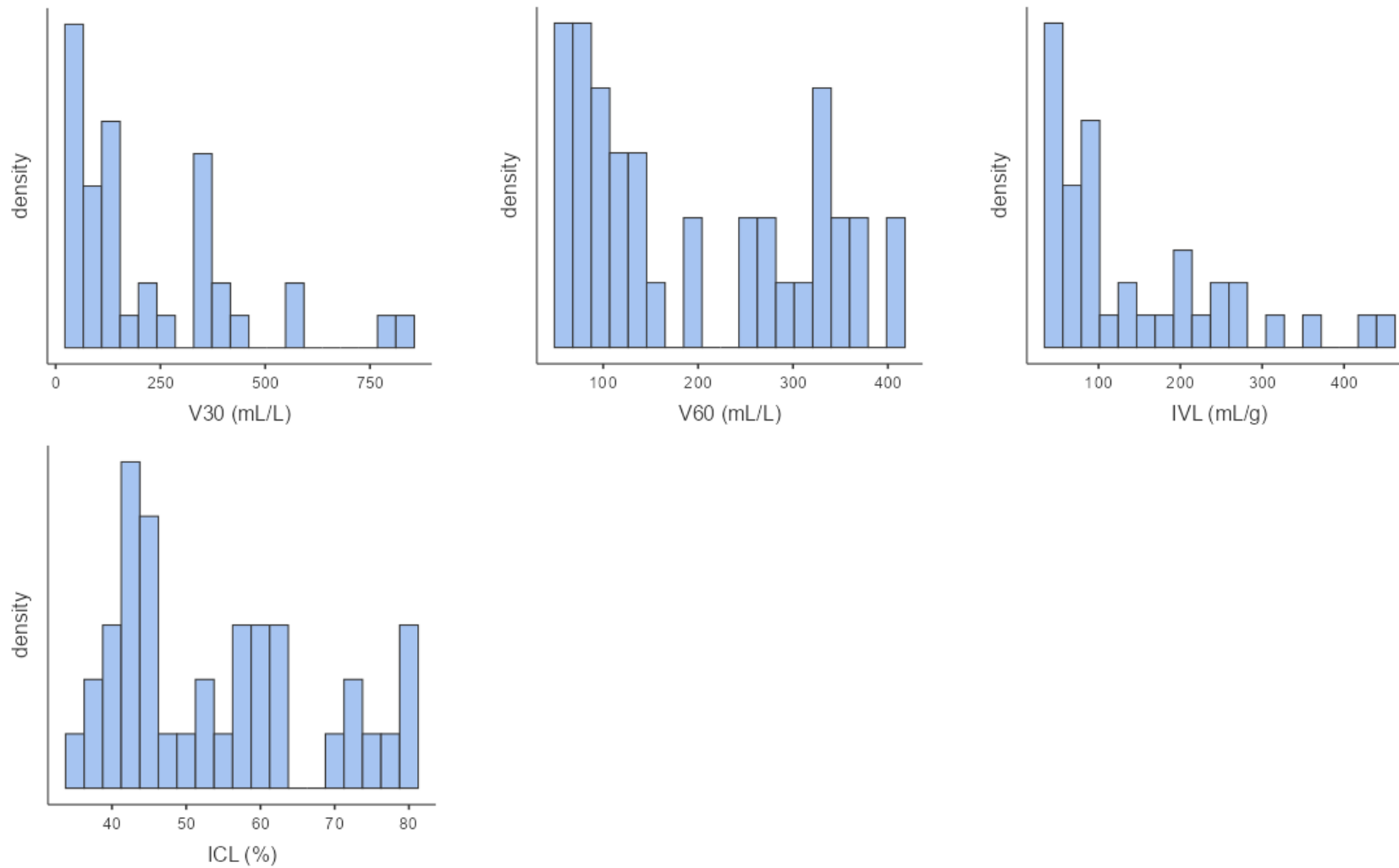


Fig 24: Histogramas de los parámetros operativos de sedimentación del lodo. Fuente: Elaboración propia.



La matriz de correlación (**Tabla 8**) reveló relaciones considerables entre los parámetros físico-químicos del licor mezcla y los indicadores operativos de sedimentación del lodo. Se observó una fuerte correlación positiva entre los sólidos sedimentables a 30 y 60 minutos ($r = 0,958$), así como también entre éstos y el IVL, ($r = 0,994$) y ($r = 0,953$) respectivamente. El pH presentó correlaciones levemente positivas con V_{30} ($r = 0,165$), V_{60} ($r = 0,190$) e IVL ($r = 0,164$). En cuanto a la temperatura, se registraron correlaciones negativas moderadas a fuertes con los tres parámetros de sedimentación del lodo, V_{30} ($r = -0,660$), V_{60} ($r = -0,732$), e IVL ($r = -0,683$), así como también una correlación negativa moderada con el pH ($r = -0,433$). El oxígeno disuelto mostró correlaciones negativas con V_{30} ($r = -0,472$), V_{60} ($r = -0,255$) e IVL ($r = -0,482$). La conductividad eléctrica por su parte también presentó correlaciones negativas moderadas con los parámetros de sedimentación del lodo, V_{30} ($r = -0,536$), V_{60} ($r = -0,543$), e IVL ($r = -0,514$). En cuanto al ICL, este parámetro mostró una correlación positiva con la temperatura ($r = 0,432$), el pH ($r = 0,302$), la conductividad eléctrica ($r = 0,354$), y una correlación negativa moderada con los tres parámetros de sedimentación, V_{30} ($r = -0,488$), V_{60} ($r = -0,492$), y el IVL ($r = -0,426$).

Tabla 8: Matriz de correlación de los parámetros físico-químicos, los indicadores operativos de sedimentación y el ICL.

	Temperatura	pH	OD	Conductividad eléctrica	V_{30}	V_{60}	IVL	ICL
Temperatura		-0,433	-0,180	0,333	-0,660	-0,732	-0,683	0,432
pH	-0,433		0,156	-0,008	0,165	0,190	0,164	0,302
OD	-0,180	0,156		-0,195	-0,472	-0,255	-0,482	0,028
Conductividad eléctrica	0,333	-0,008	-0,195		-0,536	-0,543	-0,514	0,354
V_{30}	-0,660	0,165	-0,472	-0,536		0,958	0,994	-0,488
V_{60}	-0,732	0,190	-0,255	-0,543	0,958		0,953	-0,492
IVL	-0,683	0,164	-0,482	-0,514	0,994	0,953		-0,426
ICL	0,432	0,302	0,028	0,354	-0,488	-0,492	-0,426	

Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis (**Tabla 9**), revelaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) para las variables temperatura, conductividad eléctrica, V_{30} , V_{60} , IVL e ICL.

En cambio, las variables pH y oxígeno disuelto no mostraron diferencias significativas entre los meses de monitoreo del presente estudio.



Tabla 9: Resultado de la prueba de Kruskal-Wallis aplicada a los parámetros físico-químicos, los indicadores operativos de sedimentación y el ICL.

	χ^2	Grados de libertad	<i>p</i> -valor
Temperatura	16.659	2	<.001
pH	0.496	2	0.780
Conductividad eléctrica	14.145	2	<.001
Oxígeno disuelto (OD)	0.404	1	0.525
V₃₀	24.422	2	<.001
V₆₀	26.677	2	<.001
IVL	23.921	2	<.001
ICL	22.089	2	<.001



7. Discusión

En el presente estudio, las características físico-químicas del licor mezcla se mantuvieron dentro de rangos operativos adecuados para procesos de lodos activados, aunque con ligeras variaciones de temperatura, posiblemente asociadas a la dinámica estacional.

Los valores de temperatura del licor mezcla registrados se mantuvieron por debajo del rango óptimo (25 a 35 °C) para el metabolismo microbiano (Metcalf & Eddy, 1995; Crites & Tchobanoglous, 2000; Romero Rojas, 2008; Pacheco Ruiz, 2011), aunque dentro de los rangos operativos considerados normales para reactores de lodos activados, según lo reportado por Jenkins *et al.*, (2003). Hacia el final del período de monitoreo se registró una disminución gradual de la temperatura, coherente con el descenso térmico estacional característico de los meses invernales. Este descenso podría haber afectado la actividad microbiológica del sistema, ya que estudios previos han demostrado que las temperaturas más bajas reducen la tasa metabólica y favorecen la disgregación de los flóculos activados (Wilén *et al.*, 2000).

Además del efecto biológico, las temperaturas bajas también inciden sobre las características de sedimentación, dado que, durante los períodos más fríos, el agua es más densa y la velocidad de sedimentación disminuye (Comisión Nacional del Agua, 1996; Amigos de Sian Ka'an, 2022).

Estos efectos potenciales se encuentran respaldados por los análisis estadísticos realizados. La matriz de correlación reveló una correlación negativa moderada a fuerte entre la temperatura y los parámetros de sedimentación del lodo: V_{30} ($r = -0,660$), V_{60} ($r = -0,732$), e IVL ($r = -0,683$). Además, la prueba de Kruskal-Wallis evidenció diferencias significativas en la temperatura entre los meses de medición, lo que sugiere que las variaciones térmicas podrían haber influido en el comportamiento general del proceso. En conjunto, estos resultados indican que las temperaturas más bajas, mediante una combinación de mecanismos biológicos y físicos, podrían haber contribuido a una menor eficiencia en la formación de flóculos estables y en la sedimentación del lodo. Como se mencionó anteriormente, la ciudad de Rada Tilly presenta bajas temperaturas durante gran parte del año por lo que el tratamiento biológico de la planta en invierno se ve comprometido. A raíz de consultar la bibliografía, en el apartado de recomendaciones se proponen medidas operativas tendientes a apaciguar este efecto.

El pH es un indicador de la acidez o alcalinidad de una solución. En el licor mezcla, este valor es de gran importancia porque, cuando se encuentra fuera del intervalo óptimo, el proceso de lodos activados puede verse notablemente afectado. Particularmente, a valores por debajo de 6,5 se favorece el desarrollo de hongos por sobre las bacterias, lo que genera una baja remoción de materia orgánica en el reactor y ocasiona una deficiente sedimentación del lodo (Comisión Nacional del Agua, 1996).

El pH del licor mezcla se mantuvo dentro de un rango acotado (6,79-7,70) durante todo el período de monitoreo. Estos valores se encuentran dentro del intervalo óptimo para la



actividad microbiana en reactores de lodos activados (6,5-8,5) (Comisión Nacional del Agua, 1996; Romero Rojas, 2008; Torrescano España, 2009). La prueba de Kruskal-Wallis no evidenció diferencias estadísticamente significativas entre los meses de monitoreo, lo que confirma la estabilidad del parámetro a lo largo del estudio. Esta estabilidad sugiere que el licor mezcla mantuvo condiciones de pH favorables para el desarrollo de la biomasa activa, contribuyendo al equilibrio del proceso biológico y al mantenimiento de una buena estructura de los flóculos.

Los valores de conductividad eléctrica registrados se mantuvieron entre 1760 y 2140 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La prueba de Kruskal-Wallis evidenció diferencias estadísticamente significativas entre los meses de monitoreo, lo que indica una variabilidad temporal del parámetro posiblemente asociada a cambios en la composición química del afluente.

Esta variabilidad resulta operativamente relevante, ya que la conductividad eléctrica mostró una correlación negativa moderada con los indicadores de sedimentación del lodo: V_{30} ($r = -0,536$), V_{60} ($r = -0,543$) e IVL ($r = -0,514$). Esto sugiere una posible asociación entre el incremento de la conductividad y una menor eficiencia en la sedimentación. Si bien esta relación no implica necesariamente una causalidad directa, ya que otros factores operativos, como la edad del lodo, la tasa de recirculación o la carga orgánica, pueden influir simultáneamente en el comportamiento del sistema, el patrón observado coincide con estudios previos sobre sistemas de tratamiento biológico. Dichos estudios demostraron que las aguas residuales con alta conductividad eléctrica pueden alterar la estructura de los flóculos, y reducir la eficiencia de la sedimentación, debido a la presión osmótica que afecta la estructura de las células microbianas (Amin *et al.*, 2014).

Desde una perspectiva operativa, el seguimiento sistemático de la conductividad puede constituir un indicador útil de alerta temprana frente a alteraciones en la composición química del afluente, y su repercusión sobre la calidad de la sedimentación. Además, desde el punto de vista ambiental, variaciones sostenidas de este parámetro podrían aumentar la salinidad del efluente tratado, afectando su potencial reutilización como agua de irrigación y comprometiendo el cumplimiento de la normativa establecida en el Decreto Provincial N° 1540/16.

La medición de la concentración de oxígeno disuelto es fundamental en los reactores de lodos activados, ya que valores por debajo de 1 mg/L favorecen la proliferación de bacterias filamentosas, las cuales, en altas cantidades, interfieren en la adecuada sedimentación del lodo (Agua & Saneamientos Argentinos, 2018).

En el presente estudio, la concentración de OD presentó una distribución espacial heterogénea en el reactor. Los valores más bajos se registraron en la pasarela 1 (zona de ingreso del afluente) y los más altos en la pasarela 4 (zona final del reactor). Este gradiente responde a la configuración operativa del reactor y a la dinámica de degradación de la materia orgánica. La mezcla de lodo recirculado con el afluente de alta carga orgánica, ingresa por la cabecera sur



del reactor, generando una elevada demanda de oxígeno para la degradación microbiana y reduciendo localmente los valores de OD. A medida que avanza el tiempo de residencia del licor mezcla (tiempo medio estimado en 18 horas, aunque varía según el caudal del afluente y la tasa de recirculación) la carga orgánica se degrada progresivamente, y la demanda de oxígeno disminuye, permitiendo que las concentraciones más altas se registren en la zona final del reactor.

A pesar de esta variabilidad, la concentración de OD siempre se mantuvo con valores por encima de 2 mg/L en todos los puntos y días de medición, lo cual se encuentra dentro de lo recomendado para asegurar condiciones aeróbicas adecuadas en sistemas de lodos activados (Metcalf & Eddy, 1995; Romero Rojas, 2008; Amigos de Sian Ka'an, 2022). Las concentraciones promedio de OD por jornada oscilaron entre 3,35 y 8,31 mg/L. La prueba de Kruskal-Wallis no reveló diferencias estadísticamente significativas entre los meses de monitoreo, lo que indica una estabilidad temporal durante el período de estudio. No obstante, debe tenerse en cuenta que entre las semanas 5 y 9 del estudio no se registraron mediciones, por lo que el análisis temporal se basó en los valores efectivamente medidos.

La matriz de correlación mostró una correlación negativa moderada entre el oxígeno disuelto, y los parámetros de sedimentación: el V_{30} ($r = -0,472$) e IVL ($r = -0,482$). Estos resultados sugieren que concentraciones más elevadas de oxígeno disuelto favorecen la compactación y sedimentabilidad del lodo activado. Este hallazgo coincide con lo reportado por Guo *et al.*, 2009, quienes observaron que mayores concentraciones de OD promueven la formación de flóculos más compactos y estables, reduciendo el esponjamiento del lodo. Este patrón puede atribuirse a un metabolismo microbiano más eficiente a altas concentraciones de oxígeno. Sin embargo, esta relación no implica necesariamente una causalidad directa, ya que otros factores operativos, como la carga orgánica, la tasa de recirculación y la edad del lodo podrían influir simultáneamente en el comportamiento observado.

Es importante considerar que valores excesivamente elevados de OD no suelen aportar beneficios adicionales al proceso biológico, por el contrario, pueden generar un consumo energético innecesario e incluso alterar la formación de los flóculos por sobreaireación (Agua & Saneamientos Argentinos, 2018). Por ello, se recomienda mantener un seguimiento continuo de este parámetro, ya que niveles persistentemente elevados pueden afectar la estructura de los flóculos y provocar una sedimentación deficiente del lodo.

En términos ambientales, el control y monitoreo del OD es esencial ya que, mantener condiciones óptimas de aireación en el reactor aeróbico contribuye a optimizar la tasa de degradación de la materia orgánica, mejora la eficiencia de la sedimentación y, en consecuencia, minimiza la probabilidad de arrastre de sólidos en el efluente tratado, reduciendo así los impactos ambientales asociados a su descarga sobre los cuerpos receptores. (Metcalf & Eddy, 1995; Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2005).



Si bien los parámetros físico-químicos en términos generales se mantuvieron dentro de rangos adecuados, se identificaron variaciones relevantes entre los parámetros.

La temperatura presentó diferencias significativas, posiblemente asociadas a la dinámica estacional, registrándose los valores más bajos en junio (inicio del invierno), lo que pudo haber afectado negativamente la actividad microbiana y la formación de flóculos compactos.

El oxígeno disuelto por su parte, mostró una correlación positiva con la compactación y sedimentación del lodo, destacando la importancia de mantener concentraciones adecuadas de oxígeno para optimizar la eficiencia del sistema. Sin embargo, debe considerarse que niveles excesivamente altos pueden generar efectos adversos sobre la estructura de los flóculos (Agua & Saneamientos Argentinos, 2018).

La conductividad eléctrica evidenció diferencias significativas entre meses, sugiriendo variaciones en la composición química del afluente. Además, presentó una correlación negativa moderada con los indicadores de sedimentación (V_{30} , V_{60} e IVL), lo que indica que incrementos de este parámetro podrían haber ocasionado una disminución de la calidad de sedimentación del lodo.

Finalmente, el pH se mantuvo estable a lo largo del período de estudio, sin diferencias significativas, permaneciendo dentro del rango óptimo de operación y favoreciendo el equilibrio microbiológico de los flóculos activados.

Estos resultados ponen de manifiesto la importancia del monitoreo de los parámetros físico-químicos del licor mezcla para asegurar la estabilidad del proceso biológico. Mantener valores de pH cercanos a la neutralidad, concentraciones adecuadas de oxígeno disuelto, y temperaturas dentro del rango óptimo para los microorganismos mesófilos garantizan el ambiente propicio para la actividad microbiana y el desarrollo de flóculos compactos (Romero Rojas, 2008; Arcos, 2013). Por el contrario, desviaciones de estos rangos de operación pueden favorecer el desarrollo excesivo de microorganismos filamentosos y originar fenómenos de bulking (Crites & Tchobanoglous, 2000; Balcárcel *et al.*, 2012; Arcos 2013), afectando las propiedades del lodo, y la sedimentación. Desde una perspectiva ambiental, el control de estos parámetros resulta esencial para prevenir la descarga de efluentes parcialmente tratados, con características tales que puedan alterar la calidad del cuerpo receptor y comprometer el equilibrio del ecosistema costero (Katopodis *et al.*, 2023).

Las pruebas de sedimentación son indicadores para evaluar la calidad del lodo (Torrescano España, 2009). En particular, la medición de los sólidos sedimentables del licor mezcla permite evaluar las características de sedimentación del lodo en un determinado momento, además de brindar información complementaria sobre su compactación, turbidez, olor y velocidad de sedimentación (Rodríguez *et al.*, 2008).



Durante el período de monitoreo, ambas pruebas de sedimentación (V_{30} y V_{60}) presentaron diferencias significativas según la prueba de Kruskal-Wallis. Este resultado sugiere que, la variabilidad de la sedimentación fue consecuencia de cambios operativos que afectaron el equilibrio biológico de los flóculos activados, y en consecuencia, la eficiencia de la sedimentación del lodo.

El análisis temporal mostró dos períodos diferenciados. Las primeras semanas se caracterizaron por una sedimentación del lodo relativamente estable, mientras que, hacia la semana 8 se registró un incremento abrupto del volumen sedimentado. Este comportamiento probablemente se asoció a tareas de mantenimiento realizadas el día previo a la toma de muestra en un equipo de agitación, lo que implicó la parada temporal del equipo y, en consecuencia, se habría reducido la mezcla y la distribución uniforme de OD en el reactor aeróbico. Esta alteración pudo haber ocasionado la formación de flóculos más pequeños y menos compactos, incrementando el volumen de lodo sedimentado en la prueba V_{30} .

A partir de la semana 9 se evidenció un deterioro sostenido del lodo, con incrementos marcados de ambos parámetros, lo que sugiere una disminución de la calidad del lodo, probablemente vinculada a la proliferación de microorganismos filamentosos en detrimento de los microorganismos formadores de flóculos. Este fenómeno genera flóculos esponjosos o disgregados, de baja densidad y de sedimentación deficiente, lo que incrementa el riesgo de arrastre de sólidos en el efluente tratado.

Finalmente, la coincidencia temporal entre los picos de V_{60} y los incrementos del IVL reforzó la correlación entre ambas variables, indicando la ocurrencia de episodios de baja calidad del lodo, con consistencia esponjosa, y sedimentación deficiente.

El IVL puede considerarse como una variable de medición práctica que permite evaluar la eficiencia de la separación sólido-líquido en el sistema de lodos activados. Según Von Sperling & De Lemos Chernicharo (2005), los valores típicos de IVL para lodos con características de sedimentación de buenas a muy buenas se encuentran comprendidos en el intervalo de 0-100 mL/g (**Tabla 1**).

Durante el período de monitoreo los valores del IVL oscilaron entre 35 y 441 mL/g, evidenciando una alta variabilidad. La prueba de Kruskal-Wallis reveló diferencias estadísticamente significativas del IVL entre los meses de estudio, lo que indica que las fluctuaciones observadas no fueron aleatorias, sino que responden a variaciones operativas y condiciones ambientales que incidieron en la sedimentabilidad del lodo.

En las primeras semanas, la sedimentabilidad del licor mezcla se mantuvo en el rango de buena sedimentación ($IVL \leq 100$ mL/g), reflejando una adecuada compactación del lodo y una eficiente decantación. Incluso, entre las semanas 3 y 6, el lodo presentó una sedimentación muy buena ($IVL \leq 50$ mL/g), lo cual sugiere un funcionamiento estable del sistema biológico.



A partir de la semana 7, el IVL comenzó a incrementarse gradualmente hasta superar los 100 mL/g, registrándose un pico abrupto en la semana 8, coincidente con tareas de mantenimiento realizadas en el equipo de agitación. Este evento puntual podría haber reducido la mezcla y la distribución de oxígeno en el reactor, favoreciendo la formación de flóculos poco densos y de estructura abierta, lo que pudo haber ocasionado un deterioro de la calidad del lodo. Posteriormente, desde la semana 9 en adelante, el IVL alcanzó valores superiores a 400 mL/g, característico de lodos de sedimentación muy pobre (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2005). Este comportamiento puede interpretarse como un reflejo del deterioro en la calidad del lodo, evidenciándose una biomasa menos densa y más esponjosa, conformada por flóculos débiles, de estructura abierta y con espacios en su interior, lo cual afectó la sedimentación.

Este patrón coincide temporalmente con la disminución de la concentración de OD y el aumento de los sólidos sedimentables, lo que indicaría una posible relación entre la disminución del OD, el desarrollo de flóculos de mala estructura y la formación de un lodo menos compacto. Esta interpretación se respalda en la correlación negativa moderada entre el IVL y el OD ($r = -0,482$), así como también por la correlación moderada a fuerte con la temperatura ($r = -0,683$), lo que indica que condiciones de temperatura más bajas pudieron haber influido en la pérdida de la calidad en la sedimentación.

El monitoreo de las pruebas de sedimentación y del IVL es de gran relevancia para la detección temprana de un lodo esponjoso, de baja sedimentabilidad, lo que permite implementar maniobras correctivas orientadas a evitar la descarga de un efluente de elevada turbiedad y alta concentración de sólidos en suspensión, condiciones que incrementan el impacto sobre los cuerpos receptores (Balcárcel *et al.*, 2012; Rodríguez & Molina, 2018).

En cuanto a los parámetros operativos, la relación A/M y la edad del lodo se constituyen como variables clave para el control del proceso de lodos activados, ya que influyen directamente en la eficiencia del tratamiento y en la calidad del efluente (Metcalf & Eddy, 1995). Valores de relación A/M muy elevados o muy bajos pueden generar problemas de decantación en los sedimentadores, afectando la separación sólido-líquido (Torrescano España, 2009).

Por su parte, la edad del lodo desempeña un rol fundamental, ya que un lodo joven suele presentar un crecimiento biológico disperso, caracterizado por una sedimentación deficiente, mientras que, un lodo de excesiva edad puede presentar baja actividad metabólica, favoreciendo la formación de flóculos densos, que sedimentan rápidamente, pero con escasa acción de arrastre de sólidos finos, generando en consecuencia un efluente más turbio (Comisión Nacional del Agua, 2016)

La relación A/M presentó valores comprendidos entre 0,08 y 0,15 kg DBO₅/kg SSVLM·día, ubicándose dentro del rango recomendado para sistemas de lodos activados de aireación extendida (Metcalf & Eddy, 1995).



Por cambio, la edad del lodo osciló entre 10 y 28 días, siendo los valores de mayo y junio inferiores al rango teórico de 20 a 30 días. Esta variación puede atribuirse al aumento en la frecuencia de purgas, maniobras operativas que reducen el tiempo de residencia de los microorganismos en el sistema. Esta situación se evidencia en los datos presentados (**Anexo VII.**), donde el caudal de purga de lodos (Q_w) fue considerablemente mayor en esos meses respecto a abril, lo que explica la disminución observada en la edad del lodo.

En conjunto, estos resultados reflejan variaciones moderadas tanto en la carga orgánica, como en el tiempo de residencia de la biomasa activa en el sistema. Particularmente, durante el mes de mayo se registraron los valores más bajos de A/M, coincidiendo con una edad del lodo inicialmente elevada, la cual fue descendiendo progresivamente a lo largo del mes, a raíz de maniobras operativas correctivas. Esta combinación de características, la baja relación A/M y elevada edad del lodo inicial, podría haber favorecido la aparición del fenómeno conocido como “*pin point-floc*” que se analiza más adelante.

El ICL constituye una herramienta integral para la evaluación preliminar de la calidad del lodo, basada en la observación conjunta de parámetros macroscópicos y microscópicos de una muestra de licor mezcla. Las variables microscópicas permiten caracterizar la morfología y estructura del flóculo, así como el componente biótico del ecosistema de lodos activados, representado por las poblaciones de bacterias filamentosas, bacterias formadoras de flóculos y de protozoos (Rodríguez *et al.*, 2008).

En este estudio, el ICL mostró una variabilidad temporal relevante (36 y 81,5 %), con diferencias estadísticamente significativas en los meses de estudio. Estas fluctuaciones reflejan la sensibilidad del índice a modificaciones en la composición química del afluente, cambios en las condiciones de operación de la planta, y a variaciones en las condiciones ambientales.

El análisis temporal mostró dos períodos bien definidos. Durante las primeras semanas (1 a 4), se registraron valores consistentemente altos de ICL (> 60 %) correspondientes a lodos de calidad óptima a buena, sugiriendo condiciones operativas estables y un equilibrio adecuado entre bacterias filamentosas y bacterias formadoras de flóculos. Esta estabilidad favoreció la formación de flóculos compactos y la obtención de una buena calidad del lodo, reflejándose en una sedimentación eficiente.

A partir de la semana 5, se observó un deterioro progresivo del índice, alternando con dos recuperaciones parciales (> 60%) después de los valores mínimos en la semana 10, seguidas nuevamente por descensos. Este comportamiento fluctuante sugiere que el sistema experimentó perturbaciones recurrentes que afectaron el equilibrio microbiológico y estructural del flóculo activado. Dichas variaciones podrían estar asociadas a cambios en la carga orgánica del afluente, o a modificaciones de la tasa de recirculación, factores que alteran el equilibrio microbiológico del flóculo, afectan su estructura, y reducen la calidad del lodo.



No obstante, resulta importante destacar que, a pesar de las fluctuaciones observadas durante el período de monitoreo, no se registraron valores de ICL que indicaran una pésima calidad del lodo, lo que demuestra la capacidad del sistema para mantener una relativa estabilidad funcional ante variaciones operativas.

Respecto de los resultados de la matriz de Spearman, se observó una correlación negativa moderada entre el ICL y los parámetros de sedimentación, V_{30} ($r = -0,488$), V_{60} ($r = -0,492$), e IVL ($r = -0,426$), lo que sugiere que, a medida que se mantiene un equilibrio entre las bacterias formadoras de flóculos y las bacterias filamentosas, se logra una mejor compactación y firmeza de los flóculos, lo que se refleja en valores más altos de ICL y, en consecuencia, se disminuye el volumen ocupado por los sólidos sedimentados, favoreciendo la sedimentabilidad general del lodo (Von Sperling & De Lemos Chernicharo, 2005; Vasco *et al.*, 2009).

Asimismo, se observó una correlación positiva moderada con la temperatura ($r = 0,432$), indicando que temperaturas más elevadas podrían favorecer la actividad metabólica de los microorganismos responsables de la formación de los flóculos. Este resultado coincide con lo reportado por Wilén *et al.*, (2000), quienes encontraron que la estimulación de la actividad microbiana aerobia favorece la cohesión y compactación del lodo.

Por otra parte, durante las semanas 4 y 7, la caracterización microscópica evidenció predominantemente la presencia de flóculos de tamaño reducido, carentes de macroestructura y con textura débil, características típicas del fenómeno conocido como “*pin point- flocc*”. Este fenómeno consiste en la formación de flóculos muy pequeños, frágiles y dispersos, originados comúnmente por una baja densidad de microorganismos filamentosos en los flóculos, lo que impide el desarrollo de una macroestructura.

Como consecuencia, estos flóculos pequeños presentan solo microestructura y baja densidad, por lo que permanecen en suspensión, generando un efluente clarificado turbio (Di Marzio, 2004; Vasco *et al.*, 2009; Díaz Fulgan, 2015). La caracterización macroscópica en dicho período sustenta la asociación a este fenómeno, ya que mayormente se observó una elevada turbidez y alta presencia de microflóculos en suspensión en la prueba de sedimentación V_{30} . Además, se registraron valores de $IVL \leq 75$ mL/g, consistentes con la ocurrencia de este fenómeno (Díaz Fulgan, 2015). Entre los posibles factores que producen el “*pin point- flocc*” se destacan: excesiva turbulencia en el reactor, elevada edad del lodo, baja relación A/M (Di Marzio, 2004; Comisión Nacional del Agua, 2016), presencia de tóxicos o surfactantes y deficiencias de oxígeno disuelto (Martínez, 2006).

En dicho período los valores de OD fueron adecuados (> 2 mg/L), lo que sugiere que la causa del fenómeno no estuvo asociada a deficiencias en la aireación. Por otra parte, al analizar la relación A/M calculada para el mes de mayo (correspondiente parcialmente a este período), se observó el valor más bajo del estudio (0,08 kg DBO₅/kg SSVLM·día), lo que indica una baja disponibilidad de sustrato fácilmente biodegradable para los microorganismos. Los valores bajos de A/M se asocian con baja actividad microbiana y un crecimiento celular limitado



(Comisión Nacional del Agua, 2016). Por lo tanto, se interpreta que, la baja relación A/M constituyó una de las principales condiciones que favoreció la aparición de este fenómeno en el sistema, afectando la calidad del lodo y la sedimentación.

En este sentido, resulta importante destacar la relevancia del ICL como parámetro de control ya que, en situaciones como ésta, basarse únicamente en el valor del IVL como indicador de la calidad del lodo, podría conducir a conclusiones inexactas. Aunque se registraron valores bajos de IVL durante este período, lo que en principio sugeriría buena sedimentabilidad, la caracterización macroscópica y microscópica evidenció flóculos pequeños y frágiles, acompañados de un efluente clarificado turbio. Esto demuestra que un IVL bajo no siempre indica un lodo de buena calidad.

El ICL aporta información valiosa al integrar variables macroscópicas y microscópicas, permitiendo distinguir entre un lodo conformado por flóculos de buena estructura y otro en el que, a pesar de que los flóculos grandes sedimentan rápido y se compactan, los flóculos más pequeños quedan en suspensión, traduciéndose en un clarificado turbio (Vasco *et al.*, 2009; Díaz Fulgan, 2015).

Por otra parte, se destaca que desde mediados de la semana 7 hasta la semana 13 inclusive, se observó consistentemente una abundante presencia de filamentos de bacterias filamentosas, tanto integradas dentro de los flóculos, como libres en el licor mezcla. Este excesivo desarrollo es un hallazgo importante, ya que suele asociarse al fenómeno de esponjamiento del lodo o bulking (Di Marzio, 2004; Balcárcel *et al.*, 2012; Arcos, 2013; Díaz Fulgan, 2015), generando flóculos menos compactos y de estructura abierta, lo que afecta negativamente la sedimentabilidad del lodo. Esta situación coincide temporalmente con los valores elevados de sólidos sedimentables y de IVL registrados a partir de la semana 9 del estudio, lo que sugiere que la proliferación de bacterias filamentosas fue uno de los principales factores responsables del deterioro de la calidad de la sedimentación observada.

Por ello, la observación microscópica del lodo activado es un buen indicador para conocer el estado del funcionamiento de la planta (Vilaseca, 2001), capaz de reflejar cualquier anomalía o alteración que se haya producido en el proceso (Díaz Fulgan, 2015). Asimismo, las características macroscópicas y microscópicas de los lodos proporcionan criterios objetivos para evaluar su calidad, por lo que herramientas como el Índice de Calidad del Lodo deberían implementarse como análisis de rutina en sistemas de lodos activados (Alfaro Arrieta, 2023).

Mantener valores elevados de ICL resultan clave para garantizar un efluente de buena calidad (Rodríguez *et al.*, 2008). Valores bajos de ICL son indicativo de un lodo de baja calidad biológica y estructural, que puede generar un efluente con sólidos en suspensión y materia orgánica parcialmente degradada, incrementando la demanda de oxígeno en el cuerpo receptor y pudiendo causar problemas de eutrofización en los cuerpos receptores (Vasco *et al.*, 2009).



En conjunto, los resultados obtenidos reflejan la estrecha relación entre el control operativo del proceso biológico, la eficiencia de la sedimentación, y las implicancias ambientales del efluente final. Una deficiente sedimentación o un desequilibrio en la calidad del lodo y de los flóculos activados puede derivar en la generación de un efluente parcialmente tratado, con alta carga de sólidos en suspensión y materia orgánica (Di Marzio, 2004; Díaz Fulgan, 2015), generando condiciones potencialmente adversas en el cuerpo receptor.

Los efectos de una elevada carga orgánica sobre el ambiente pueden ser directos, como el aumento de la turbidez, la presencia de olores y alteraciones organolépticas, el mayor consumo de oxígeno disuelto o variaciones de pH, e indirectos, como la proliferación de enfermedades asociadas al contacto con aguas cloacales, o al consumo de peces o mariscos que vivan o se alimenten de esas aguas (Muniz *et al.*, 2013).

Si un efluente con estas características es descargado en el ecosistema marino, podría alterar las características físico-químicas del agua costera, afectar a los organismos sensibles y comprometer los usos recreativos del agua (Llanos, 2018). Si bien los ecosistemas costeros son resilientes, siendo capaces de absorber disturbios, y mantener su equilibrio y autoorganización (Carpenter *et al.*, 2001), cuando éstos se ven sometidos a disturbios continuos, tales cambios pueden conducir a estados críticos de degradación (Muniz *et al.*, 2013).

En el caso particular del mar de Rada Tilly, esta situación reviste especial relevancia, dado que las playas de la localidad constituyen un recurso natural de importancia a nivel mundial, con gran valor ambiental, social y turístico (Podestá, 2022). Las actividades recreativas y turísticas que allí se desarrollan dependen de la calidad final del efluente tratado. En este sentido, es importante destacar que, estudios recientes indican que las aguas de Rada Tilly presentan predominantemente índices de calidad clasificados como buenas y excelentes, siendo superiores a los registrados en playas cercanas donde se vuelcan efluentes sin tratamiento previo (Torrijos, 2024).

Sin embargo, para mantener estos estándares de calidad en las costas, se requiere de un control operativo continuo del sistema de tratamiento de lodos activados, en especial de la estabilidad de los parámetros físico-químicos del licor mezcla, de las características de los flóculos activados y de la eficiencia de la sedimentación. El monitoreo visual y analítico de estas variables permiten conducir la operación de la planta bajo condiciones controladas, o en su defecto, detectar oportunamente anomalías en el proceso que requieran aplicar maniobras correctivas (Amigos de Sian Ka'an, 2022), tendientes a prevenir la descarga de efluentes parcialmente tratados, minimizando así, el impacto sobre el ambiente costero (Katopodis *et al.*, 2023).

De este modo, el monitoreo integral del sistema no solo garantiza la eficiencia del tratamiento, sino que constituye una herramienta clave de protección ambiental, orientada a preservar la calidad del mar de Rada Tilly, y a garantizar la sostenibilidad de un sistema de saneamiento que no sólo protege al ambiente, sino también el bienestar y desarrollo de la comunidad local.



8. Conclusión

El presente estudio permitió evaluar la calidad del lodo y los flóculos activados en la Planta de Tratamiento de Efluentes Cloacales de Rada Tilly, a través de diferentes herramientas, como el Índice Volumétrico del Lodo, el Índice de Calidad del Lodo y el análisis de los parámetros físico-químicos y de sedimentación. Los resultados obtenidos mostraron que tanto las pruebas de sedimentación como el IVL presentaron diferencias significativas a lo largo del período analizado, evidenciando episodios de buena calidad del lodo, de óptima sedimentación, como así también, situaciones de mala calidad del lodo, que afectaron la eficiencia de la sedimentación.

En cuanto a los parámetros físico-químicos, la temperatura y la conductividad eléctrica presentaron diferencias significativas entre los meses de estudio, mientras que el pH y el oxígeno disuelto se mantuvieron estables. En general, los valores registrados de temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica se mantuvieron dentro de rangos adecuados para el funcionamiento del sistema. No obstante, la temperatura, el oxígeno disuelto y la conductividad eléctrica mostraron correlaciones negativas moderadas con los indicadores de sedimentación del lodo, evidenciando su influencia en la sedimentación. En contraste, el pH no presentó correlación significativa con la sedimentación bajo las condiciones evaluadas.

Por último, se observó una abundante presencia de filamentos de bacterias filamentosas en los flóculos en determinados períodos, asociada a valores altos de IVL y a problemas de esponjamiento del lodo, confirmando su rol como factor determinante en la calidad de la sedimentación en el proceso de lodos activados.

Los hallazgos obtenidos destacan la importancia del control operativo y del monitoreo integral del proceso biológico, ya que las deficiencias en la sedimentación pueden derivar en la descarga de efluentes con alta carga de sólidos en suspensión y materia orgánica, incrementando el riesgo de deterioro del ecosistema receptor. En este sentido, los resultados del presente trabajo constituyen un aporte al conocimiento de las condiciones operativas y microbiológicas de la PTEC de Rada Tilly, permitiendo identificar factores que influyen en la calidad del lodo y los flóculos activados, y, en consecuencia, en la calidad del efluente final.

No obstante, resultaría valioso profundizar en estos aspectos en futuros estudios, orientados a establecer rangos óptimos de operación durante diferentes épocas del año, considerando que las variaciones estacionales pueden afectar la eficiencia del proceso y la calidad del tratamiento final.

9. Recomendaciones

A partir de los hallazgos obtenidos en el presente estudio, se proponen las siguientes recomendaciones operativas orientadas a mantener condiciones adecuadas en el licor mezcla y optimizar la eficiencia del proceso biológico. Es importante destacar que estas



consideraciones no sólo inciden en el rendimiento del proceso, sino también en la calidad final del efluente final. Un tratamiento deficiente en el reactor se traduce directamente en un efluente de menor calidad, incrementando el riesgo de impactos negativos sobre el ambiente costero de Rada Tilly.

- **Monitoreo de la temperatura del licor mezcla:** Se recomienda realizar mediciones diarias de la temperatura del licor mezcla, ya que temperaturas bajas se asociaron a problemas de compactación de los floculos. Durante los meses fríos debería intensificarse este control y evaluar estrategias para atenuar los efectos producidos por el descenso de temperatura, como por ejemplo aumentando la concentración de SSLM en el reactor.
- **Monitoreo del Índice de Calidad del Lodo:** Se sugiere incorporar la determinación del ICL a los análisis de rutina, dado que demostró ser una herramienta útil para detectar abundancia de bacterias filamentosas en los floculos, causante de una inadecuada sedimentación del lodo.
- **Determinación por triplicado de los sólidos sedimentables:** Se recomienda realizar la medición de los sólidos sedimentables por triplicado en cada muestra, con el fin de aumentar la confiabilidad de los datos obtenidos.
- **Mejoras en la determinación de los sólidos suspendidos del licor mezcla:** Para mejorar la precisión en la medición de los sólidos suspendidos, se sugiere la adquisición de papel de filtro de fibra de vidrio para el proceso de filtrado, y de un horno de mufla que permita alcanzar tanto la temperatura de 105 °C, requerida para el secado y determinación de los SSLM, como los 550 ± 50 °C necesarios para la determinación de los SSVLM, conforme con lo establecido en el Standard Methods (APHA, 2017).
- **Disponibilidad de equipos de medición de oxígeno disuelto:** Dada la importancia de la medición de oxígeno disuelto, se recomienda disponer de un oxímetro digital portátil de reemplazo, que pueda utilizarse en los períodos en los que el equipo principal deba enviarse a calibración o mantenimiento, para evitar interrupciones en el monitoreo de este parámetro.
- **Profundización en futuros estudios:** Se recomienda continuar con investigaciones similares en la PTEC de Rada Tilly, orientadas a un análisis más detallado de las condiciones operativas y microbiológicas del licor mezcla, con el objetivo de establecer rangos óptimos de operación en distintas épocas del año, considerando que las variaciones estacionales pueden influir en la eficiencia del proceso de sedimentación y en la calidad del lodo.



10. Bibliografía

- Agua & Saneamientos Argentinos. (2018). *Manual de plantas depuradoras. Vol. 1: caracterización de efluentes: ensayos físicos y químicos*. (1ra edición). Lazos de Agua. Ciudad Autónoma de Buenos Aires. Disponible en: https://www.aysa.com.ar/media-library/que_hacemos/Concientizaci%C3%B3n/Lazos_de_agua/Manual_Plantas_Depuradoras_1-ebook.pdf. Consultado en junio de 2025.
- Alfaro Arrieta, E. (2023). *Caracterización de lodos activados en dos Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) aeróbicas en Costa Rica*. Ingeniería Investigación y Tecnología, 24 (03), 1-6. Disponible en: <https://doi.org/10.22201/fi.25940732e.2023.24.3.019>. Consultado en junio de 2025.
- Amigos de Sian Ka'an. (2022). *Manual de operación de plantas de tratamiento de aguas residuales por lodos activados*. Fundación Amigos de Sian Ka'an. Disponible en: https://www.amigosdesiankaan.org/wp-content/uploads/2022/09/Manual_PTAR-Amigos-de-Sian-Kaan_2022.pdf. Consultado en junio de 2025.
- Amin, M., Khiadani, M., Fatehizadeh, A., & Taheri, E. (2014). *Validation of linear and non-linear kinetic modeling of saline wastewater treatment by sequencing batch reactor with adapted and non-adapted consortiums*. Desalination, 344. 228–235.
- Arcos, Y. A. (2013). *Microbiología de lodos activados*. Hechos Microbiológicos, 4(2), 117-122. Disponible en: <https://doi.org/10.17533/udea.hm.21093>. Consultado en mayo de 2025.
- Balcárcel, L., Erazo, P., Vides, A., & Ramírez, A. (2012). *Parámetros fisicoquímicos asociados a la proliferación de bacterias filamentosas (Bulking filamentoso) en las plantas de tratamiento de aguas residuales mediante lodos activados: revisión sistemática*. Hechos Microbiológicos, 3(2), 47-58.
- Barreto, D., & Chica, M. (2021). *Aplicación de humedales artificiales verticales para tratamiento de aguas residuales en Cuenca* (Tesis de grado). Universidad del Azuay.
- Bhat, S., & Qayoom, U. (2022). *Implications of Sewage Discharge on Freshwater Ecosystems*. IntechOpen. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.5772/intechopen.100770>. Consultado en octubre de 2025.
- Carpenter, S. R., Walker, B., Anderies, J. M., & Abel, N. (2001). *From metaphor to measurement: Resilience of what to what? Ecosystems* 4: 765–781.
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (1996). *Operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de lodos activados* (Material de curso-taller). Facultad de Ingeniería. UNAM. Disponible en: http://132.248.52.100:8080/xmlui/bitstream/handle/132.248.52.100/9840/decd_1834.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Consultado en junio de 2025.



Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2016). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento: Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: lodos activados*. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México D.F.

Crites, R., & Tchobanoglous, G. (2000). *Tratamiento de aguas residuales, en pequeñas poblaciones*. (1ra edición). Mc Graw-Hill, España.

Decreto Provincial N° 1540/16. (2016). *Reglamentación Parcial de la Ley XI N° 35*. Disponible en: [12129](#). Consultado en octubre de 2025.

Díaz Cuenca, E., Alvarado Granados, A., & Camacho Calzada, K. (2012). *El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México*. Quivera. Revista de Estudios Territoriales, 14(1), 78-97.

Díaz Fulgan, N. K. (2015). *Importancia de los microorganismos filamentosos en el sistema de tratamiento de aguas residuales por lodos activados*. Agua, Saneamiento & Ambiente, 10(1), 6-12. Disponible en: <https://doi.org/10.36829/08asa.v10i1.1438>. Consultado en junio de 2025.

Di Marzio, W. D. (2004) *Microbiología de lodos activados: una herramienta retrospectiva y predictiva de la depuración de efluentes*. Revista Agua Latinoamérica, 16-17.

Di Marzio, W. D., Sáenz, M. E., Tortorelli, M. C., & Alberdi, J. L. (2001). *Control de organismos filamentosos mediante selección cinética y metabólica en sistemas de lodos activados*. Rev. Ingeniería Sanitaria y Ambiental-AIDIS, 54, 31-3.

Esteves, J. L., & Faleschini, M. (2011). *La generación de efluentes cloacales y el reúso del agua*. Repositorio Institucional del CONICET. Disponible en: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/81249>. Consultado en abril de 2025.

Fundación Instituto de Capacitación y Estudios de FeNTOS (ICEFe). (2002). *Operación y mantenimiento de plantas de tratamiento de líquidos cloacales*. Material de curso G18-G7.

Guo, J., Peng, Y., Wang, S., Zheng, Y., Huang, H., & Wang, Z. (2009). *Long-term effect of dissolved oxygen on partial nitrification performance and microbial community structure*. Bioresource technology, 100 (11), 2796–2802. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.12.036>. Consultado en junio de 2025.

Jenkins, D., Richard, M. G., & Daigger, G. T. (1993). *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*. 2a ed. Lewis Publishers, Nueva York.

Jenkins, D., Richard, M. G., & Daigger, G. T. (2003). *Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming and other solids separation problems*. Lewis Publishers, Michigan.

Katopodis, G. N., Rodríguez, C. A., Zárate, F. J., & Regueira, J. M. (2023). *Diagnóstico y Prospectiva del Tratamiento de Aguas Residuales en Argentina*. CAF- banco de desarrollo de



América Latina y el Caribe. Disponible en: <https://scioteca.caf.com/handle/123456789/2153>. Consultado en octubre de 2025.

Larios Meoño, F., González Taranco, C., & Morales Olivares, Y. (2015). *Las aguas residuales y sus consecuencias en el Perú*. *Saber y Hacer*, 2(2), 8–25. Disponible en <https://revistas.usil.edu.pe/index.php/syh/article/view/115>. Consultado en abril de 2025.

León Chimbolema, J., Godoy Ponce, S., & Tixi Toapanta, H. (2023). *Estudio del proceso de desnitrificación de aguas residuales: Un caso en la industria alimentaria*. *Polo del Conocimiento*, 8(2), 614-630. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=9284352>. Consultado en mayo de 2025.

Limón Macías, J. G. (2013). *Los lodos de las plantas de tratamiento de aguas residuales, ¿Problema o recurso?* (Tesis de licenciatura). Universidad Autónoma de Guadalajara Disponible en: https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/LIM%C3%93N%202013.%20Los%20lodos%20de%20las%20plantas%20de%20tratamiento%20de%20aguas.pdf. Consultado en mayo de 2025.

Llanos, E. N. (2018). *Biodiversidad y patrones sucesionales en comunidades bentónicas intermareales de Mar del Plata afectadas por contaminación orgánica*.

Martínez, M. (2006). *A dynamic knowledge-based decision support system to handle solids separation problems in activated sludge systems: development and validation* (Tesis doctoral). Universitat de Girona.

Menéndez Gutiérrez, C. (2022). *La sedimentación secundaria en los tratamientos biológicos de aguas residuales*. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 43(3), 24-33. Disponible en: http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1680-03382022000300024&lng=es&tlng=es. Consultado en mayo de 2025.

Metcalf, L., & Eddy, H. P. (1995). *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización*. (3ra edición), Ed. Mc Graw-Hill, España.

Metcalf, L., & Eddy, H. P. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. (4th Edition), Ed. McGraw-Hill, New York.

Modino, M. L. (2021). *Estudio de la transición entre la sedimentación zonal y floculada mediante la aplicación de técnicas de análisis de imagen*. (Master tesis). Universitat Politècnica de València.

Muniz, P., Lana, P., Venturini, N., Elías, R., Vallarino, E., Bremec, C., Martins, C., & Sandrini Neto L. (2013). *Un manual de protocolos para evaluar la contaminación marina por efluentes domésticos*.

Naidoo, S., & Olaniran, A. O. (2014). *Treated Wastewater Effluent as a Source of Microbial Pollution of Surface Water Resources*. *International Journal of Environmental Research and*



Public Health, 11(1), 249-270. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/ijerph110100249>. Consultado en octubre de 2025.

Noyola, A., Morgan-Sagastume, J., & Güereca, L. (2013). *Selección de Tecnologías para el Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: guía de apoyo para ciudades pequeñas y medianas*. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ingeniería.

Organización Mundial de la Salud (OMS). (2019). *Guía para el saneamiento y la salud*. Ginebra.

Osorio Rivera, M., Carrillo Barahona, W., Negrete Costales, J., Loor Lalvay, X., & Riera Guachichullca, E. (2021). *La calidad de las aguas residuales domésticas*. Polo del Conocimiento, 6(3), 228-245.

Oyarzábal, A. (2017). *Reingeniería en planta de tratamiento de efluentes cloacales: reingeniería de la planta de tratamiento de efluentes cloacales para cerrar el ciclo de materia con reducción del consumo de energía de la empresa embotelladora de agua Eco de los Andes, Tunuyán, Mendoza* (Tesis de grado). Mendoza, Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias. Disponible en: <https://bdigital.uncu.edu.ar/9829>. Consultado en mayo de 2025.

Pacheco, V., Jáuregui, B., Pavón, T., & Mejía, G. (2003). *Control del crecimiento de microorganismos filamentosos en una planta de tratamiento de aguas residuales industriales*. Revista Internacional de Contaminación Ambiental, 19(1), 47-53.

Pacheco Ruiz, S. (2011). *Propuesta para Aumentar la Capacidad de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Ciudad Universitaria*. (Tesis de grado). Facultad de Ingeniería. UNAM. Disponible en: <http://132.248.52.100:8080/xmlui/handle/132.248.52.100/457>. Consultado en mayo de 2025.

Pernelle, J., Gaval, G., Cotteux, E., & Duchène, P. (2001). *Influence of transient substrate overloads on the proliferation of filamentous bacterial populations in an activated sludge pilot plant*. Water research, 35(1), 129-134.

Podestá, V. R. (2022). *Espacios costeros como "espacios problema". Conflicto ambiental por el vertido de efluentes en el espacio costero de Rada Tilly – Chubut*. (Tesis de licenciatura). Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.

Ramírez, E. (2015). *Fundamentos Del Proceso De Lodos Activados. Fundamentos Teóricos de Lodos Activados y Aireación Extendida*, 36, 173-180.

Ramos, C. (2017). *Evaluación de un sistema de tratamiento de lodos activados para la remoción de carga orgánica en las aguas residuales domésticas generadas en el Colegio San Viator* (Trabajo de grado). Fundación Universidad de América. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.11839/6578>. Consultado en abril de 2025.

Roco Videla, A., Landabur Ayala, R., Maureira Carsalade, N., & Olguin Barraza, M. (2023). *¿Cómo determinar efectivamente si una serie de datos sigue una distribución normal cuando el tamaño muestral es pequeño?*. Nutrición Hospitalaria, 40(1), 234-235



Rodríguez, E., Isac, L., Salas, D., Fernández, N., Zornoza, A., Pérez, B., Serrano, S., Arregui, L., Calvo, P., Guinea, A., & Estévez, F. (2008). *Manual práctico para el estudio de grupos bioindicadores en hongos activos*. Grupo Bioindicación Sevilla.

Rodríguez, L. M., & Molina, F. J. (2018). *Estrategias Operacionales para el Control de Problemas de Baja Sedimentación Causados por Bacterias Filamentosas en Plantas de Lodos Activados*. *Revista Científica en Ciencias Ambientales y Sostenibilidad*, 4(1), 1-19. Disponible en: <https://revistas.udea.edu.co/index.php/CAA/article/view/335342/20791007>. Consultado en abril de 2025.

Romero Rojas, J. A. (2008). *Tratamiento de aguas residuales teoría y principios de diseño*. (Vol. 1). Escuela Colombiana de Ingeniería.

Standard Methods Committee of the American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation. (2017). *2540-D Total Suspended Solids Dried at 103–105°C In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. Lipps WC, Baxter TE, Braun Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

Standard Methods Committee of the American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation. (2017). *2540-F solids In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. Lipps WC, Baxter TE, Braun Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

Standard Methods Committee of the American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation. (2017). *2550 B temperature In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

Standard Methods Committee of the American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation. (2017). *4500-h+ ph In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. Lipps WC, Baxter TE, BraunHowland E, editors. Washington DC: APHA Press.

Standard Methods Committee of the American Public Health Association, American Water Works Association, and Water Environment Federation. (2017). *4500-OG oxygen (dissolved) In: Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater*. Lipps WC, Baxter TE, Braun-Howland E, editors. Washington DC: APHA Press.

The Jamovi Project (2024). *jamovi*. (Version 2.6) [Computer Software]. Retrieved from <https://www.jamovi.org>.

Torrescano España, J. L. (2009). *Parámetros de operación en el proceso de tratamiento de agua residual por lodos activados*. *Aquaforum* (52), 14-19.

Torrijos, B. A. (2024). *Determinación del índice de calidad ambiental de agua marina para uso recreativo en las Playas de Rada Tilly y Comodoro Rivadavia (Km 3)*. (Tesis de licenciatura). Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco.



UNESCO. (2017). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos. 2017. Aguas residuales: el recurso no explotado*. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.

UNESCO. (2024). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos. 2024: Agua para la prosperidad y la paz; resumen ejecutivo*. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.

Vasco, J., Mas, M., & Salvadó, H. (2009). *Caracterización de los microorganismos de depuradoras biológicas urbanas de fangos activos con tratamiento convencional y de eliminación de nutrientes de las comarcas de Lérida*. Tecnología y ciencias del agua, 29, 68-78.

Vilaseca, M. (2001). *Observación microscópica de fangos activados en los tratamientos de depuración biológica*. Boletín Intexter del Instituto de Investigación Textil y de Cooperación Industrial, 119(9), 67-74.

Von Sperling, M., & De Lemos Chernicharo, C. (2005). *Biological Wastewater Treatment in Warm Climate Regions*. IWA Publishing, London, UK.

Wilén, B. M., Nielsen, J. P., Keiding K., & Nielsen, P. H. (2000). *Influence of microbial activity on the stability of activated sludge flocs*. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces, 18, 145-156.

11. Anexos

Anexo I. Registros fotográficos



Fig A1: Colonia de ciliados fijos en el licor mezcla (40x). Fecha: 04/04/2025.



Fig A2: Sedimentador funcionando de forma óptima. Fecha: 04/04/2025.

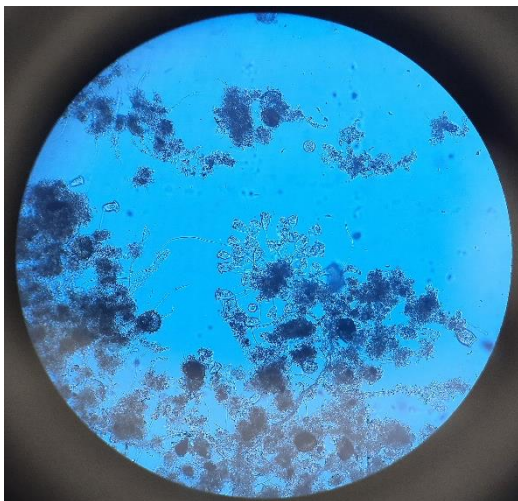


Fig A3: Flóculos de tamaño medio, colonizados por Vorticella sp (100x). Fecha: 08/04/2025.

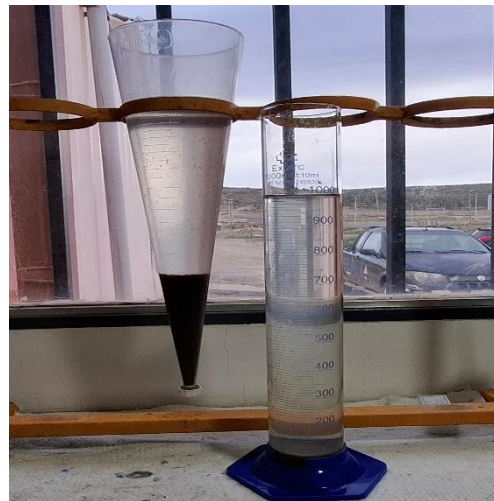


Fig A4: Lodo compacto, de buena sedimentación. Fecha: 13/04/2025

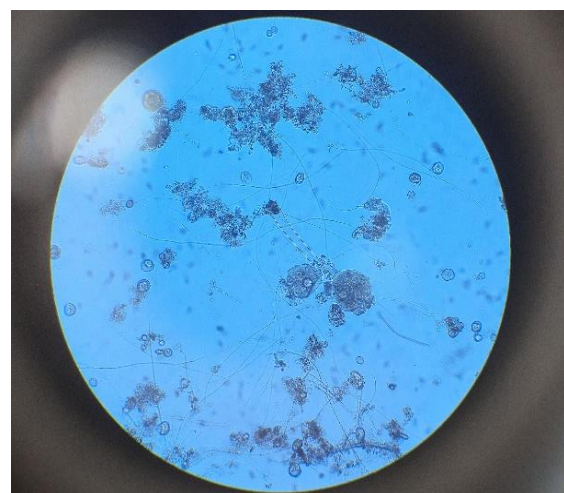
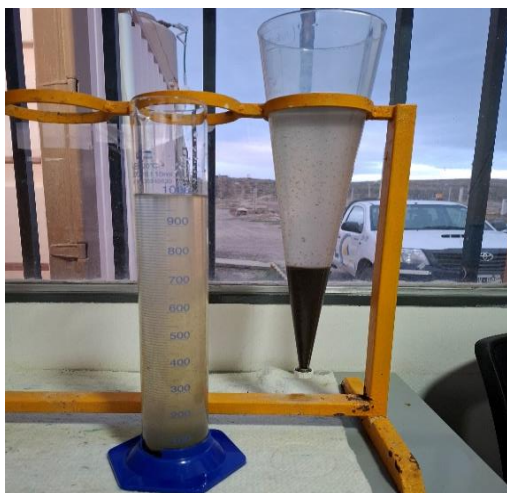


Fig A5: Lodo con alto nivel de turbidez en el clarificado. Fecha: 23/04/2025.

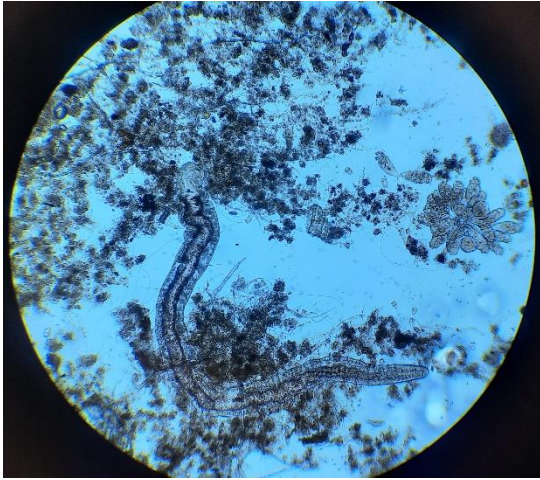


Fig A6: Flocúlos de tamaño pequeño, dispersos (100x). Fecha: 30/04/2025.

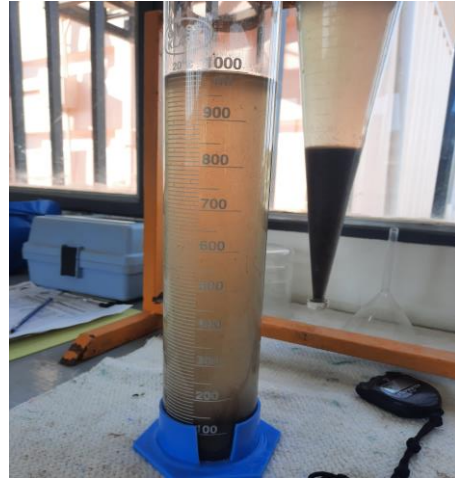


Fig A7: Presencia de organismos multicelulares, indicadores de alta edad del lodo (100x). Fecha: 07/05/2025.



Fig A8: Prueba de sedimentación V₃₀, observándose un clarificado de turbidez alta. Fecha: 08/05/2025



Fig A9: Tareas de mantenimiento de equipo agitador de superficie. Fecha: 22/05/2025.

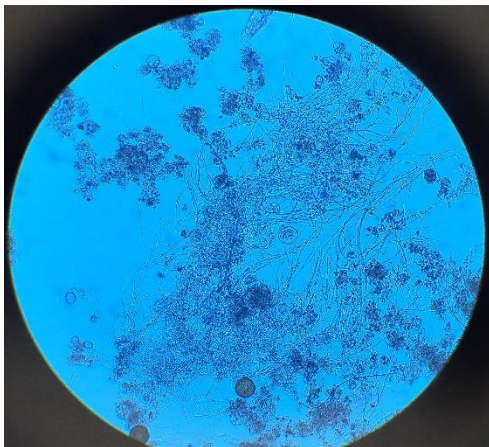
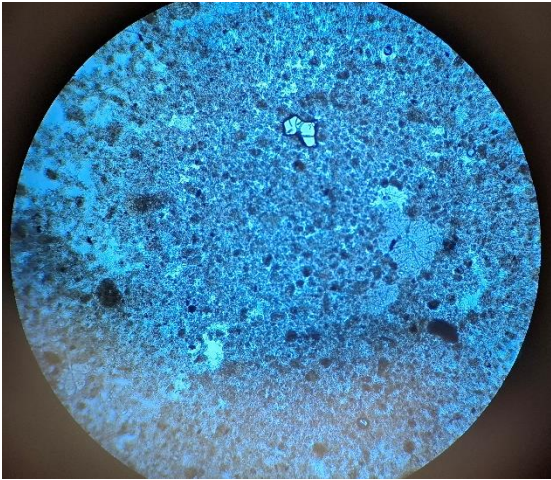

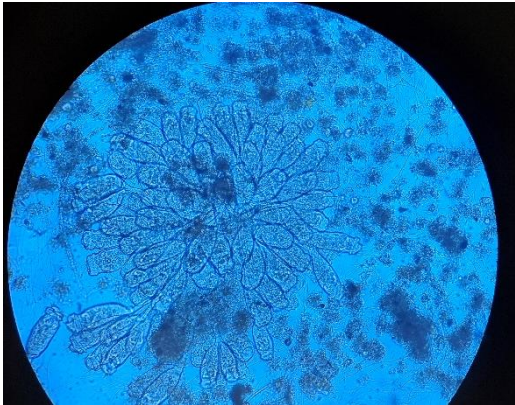



Fig A10: Lodo muy esponjoso de baja sedimentación. Fecha: 23/05/2025.



<p>Fig A11: Alta presencia de bacterias filamentosas en licor de mezcla (100x). Fecha: 04/06/2025.</p>	<p>Fig A12: Lodo esponjoso de sedimentación baja. Fecha: 12/06/2025.</p>
	
<p>Fig A13: Flocos de cobertura alta (40x). Fecha: 23/06/2025.</p>	<p>Fig A14: Sedimentador afectado por abundancia de bacterias filamentosas. Fecha: 26/06/2025.</p>
	
<p>Fig A15: Colonia de ciliados sésiles (40x). Fecha: 26/06/2025.</p>	<p>Fig A16: Equipo portátil utilizado para la medición del oxígeno disuelto. Fecha: 27/06/2025.</p>



Anexo II. Valoraciones de las propiedades macroscópicas del lodo y microscópicas del flóculo para el Índice de Calidad del Lodo. (Rodríguez *et al.*, 2008).

Propiedades macroscópicas		Valoración
Turbidez	Alta	0
	Media	4,5
	Baja	9
Flóculos en suspensión	Alta	0
	Media	4,5
	Baja	9
Sedimentación	Alta	9
	Media	4,5
	Baja	0
Olor	Correcto	3
	Incorrecto	0
Variables microscópicas		Valoración
Forma del flóculo	Redonda	4
	Irregular	0
Tamaño del flóculo	Pequeño	4
	Medio	7
	Grande	0
Estructura del flóculo	Compacto	18
	Medio	9
	Grande	0
Filamentos en el flóculo	Baja	14
	Media	7
	Alta	0
Filamentos en disolución	Baja	0
	Alta	3
Diversidad de protozoos	Baja	0
	Media	7
	Alta	13
Cobertura de los flóculos	Baja	0
	Media	7
	Alta	3,5
Textura	Débil	0
	Fuerte	4



Anexo III. Datos de la evaluación microscópica del lodo.

Mes	Semana	Fecha de medición	Valoración microscópica	Forma del floculo	Tamaño del floculo	Estructura del floculo	Textura del floculo	Cobertura del floculo	Filam. en el floculo	Filam. en disolución	Diversidad de protozoos	
A b r i l	1	1-abr	55.5	Irregular	medio	Compacta	Fuerte	Alta	Moderada	Baja	Alta	
		3-abr	55.5	Irregular	medio	Compacta	Fuerte	Alta	Moderada	Baja	Alta	
		4-abr	46.5	Irregular	medio	Media	Fuerte	Alta	Moderada	Baja	Alta	
	2	8-abr	55.5	Irregular	medio	Compacta	Fuerte	Alta	Moderada	Baja	Alta	
		9-abr	46.5	Irregular	medio	Media	Fuerte	Alta	Moderada	Baja	Alta	
		11-abr	48,5	Irregular	medio	Compacta	Fuerte	Alta	Alta	Baja	Alta	
	3	14-abr	43,5	Irregular	medio	Media	Fuerte	Alta	Moderada	Alta	Alta	
		15-abr	52,5	Irregular	medio	Compacta	Fuerte	Alta	Moderada	Alta	Alta	
		16-abr	48,5	Irregular	pequeño	Compacta	Fuerte	Alta	Moderada	Baja	Alta	
	4	22-abr	46,5	Irregular	medio	Media	Fuerte	Alta	Moderada	Baja	Alta	
		23-abr	42,5	Irregular	pequeño	Media	débil	Alta	Baja	Baja	Alta	
		24-abr	42,5	Irregular	pequeño	Media	débil	Alta	Baja	Baja	Alta	
	5	28-abr	42,5	Irregular	pequeño	Media	débil	Alta	Baja	Baja	Alta	
		29-abr	42,5	Irregular	pequeño	Media	débil	Alta	Baja	Baja	Alta	
		30-abr	33,5	Irregular	pequeño	Abierta	débil	Alta	Baja	Baja	Alta	
M a y o	6	5-may	35,5	Irregular	pequeño	Media	débil	Alta	Moderada	Baja	Alta	
		7-may	32,5	Irregular	pequeño	Media	débil	Alta	Moderada	Alta	Alta	
		8-may	29,5	Irregular	pequeño	Media	Fuerte	Alta	Alta	Alta	Alta	
	7	12-may	29,5	Irregular	pequeño	Media	Fuerte	Alta	Alta	Alta	Alta	
		13-may	27,5	Irregular	pequeño	Abierta	Fuerte	Alta	Moderada	Alta	Alta	
		15-may	32,5	Irregular	pequeño	Media	débil	Alta	Alta	Alta	Alta	
	8	19-may	36,5	Irregular	medio	Media	Fuerte	Alta	Alta	Alta	Alta	
		21-may	36,5	Irregular	medio	Media	Fuerte	Alta	Alta	Alta	Alta	
		23-may	27	Irregular	medio	Abierta	débil	Media	Alta	Alta	Alta	
	9	26-may	36,5	Irregular	medio	Media	Fuerte	Alta	Alta	Alta	Alta	
		28-may	36,5	Irregular	medio	Media	Fuerte	Alta	Alta	Alta	Alta	
		30-may	40,5	Irregular	medio	Media	Fuerte	Alta	Alta	Alta	Alta	
	J u n i o	10	3-jun	24	Regular	pequeño	Abierta	débil	Media	Alta	Alta	Alta
			4-jun	20,5	Regular	pequeño	Abierta	débil	Alta	Alta	Alta	Alta
			6-jun	40,5	Regular	medio	Media	Fuerte	Alta	Alta	Alta	Alta
11		9-jun	40	Irregular	medio	Media	Fuerte	Media	Alta	Alta	Alta	
		12-jun	26	Regular	pequeño	Media	débil	Baja	Alta	Alta	Alta	
		13-jun	20	Irregular	medio	Abierta	débil	Alta	Alta	Alta	Alta	
12		17-jun	27	Regular	medio	Abierta	débil	Alta	Alta	Alta	Alta	
		23-jun	31,5	Regular	medio	Abierta	Fuerte	Alta	Alta	Alta	Alta	
		24-jun	31,5	Regular	medio	Abierta	Fuerte	Alta	Alta	Alta	Alta	
13		25-jun	35	Regular	medio	Abierta	débil	Media	Alta	Alta	Alta	
		26-jun	27,5	Regular	medio	Abierta	débil	Alta	Alta	Alta	Alta	
		27-jun	27,5	Regular	medio	Abierta	débil	Alta	Alta	Alta	Alta	

Nota: Las categorías consignadas corresponden a la valorización predominante observada entre los floculos analizados en cada preparado.



Anexo IV. Datos de la evaluación macroscópica del lodo.

<i>Mes</i>	<i>Semana</i>	<i>Fecha de medición</i>	<i>Valoración macroscópica</i>	<i>Sedimentabilidad</i>	<i>Turbidez</i>	<i>Flóculos en suspensión</i>	<i>Olor</i>
A b r i l	1	1-abr	25,5	Alta	Baja	Moderada	Correcto
		3-abr	25,5	Alta	Baja	Moderada	Correcto
		4-abr	25,5	Alta	Baja	Moderada	Correcto
	2	8-abr	25,5	Alta	Baja	Moderada	Correcto
		9-abr	25,5	Alta	Baja	Moderada	Correcto
		11-abr	25,5	Alta	Baja	Moderada	Correcto
	3	14-abr	25,5	Alta	Baja	Moderada	Correcto
		15-abr	25,5	Alta	Baja	Moderada	Correcto
		16-abr	21	Alta	Moderado	Moderada	Correcto
	4	22-abr	16,5	Alta	Moderado	Moderada	Correcto
		23-abr	12	Alta	Alta	Alta	Correcto
		24-abr	7,5	Media	Alta	Alta	Correcto
	5	28-abr	16,5	Media	Alta	Moderada	Correcto
29-abr		16,5	Media	Moderado	Alta	Correcto	
30-abr		12	Alta	Alta	Alta	Correcto	
M a y o	6	5-may	12	Alta	Alta	Alta	Correcto
		7-may	12	Alta	Alta	Alta	Correcto
		8-may	12	Alta	Alta	Alta	Correcto
	7	12-may	16,5	Alta	Alta	Moderada	Correcto
		13-may	16,5	Alta	Alta	Moderada	Correcto
		15-may	12	Media	Moderado	Alta	Correcto
	8	19-may	16,5	Media	Moderado	Moderada	Correcto
		21-may	21	Media	Baja	Moderada	Correcto
		23-may	16,5	Baja	Baja	Moderada	Correcto
	9	26-may	16,5	Media	Moderado	Moderada	Correcto
28-may		21	Media	Baja	Moderada	Correcto	
30-may		16,5	Media	Moderado	Moderada	Correcto	
J u n i o	10	2-jun	12	Baja	Moderado	Moderada	Correcto
		4-jun	16,5	Baja	Moderado	Baja	Correcto
		6-jun	21	Media	Moderado	Baja	Correcto
	11	9-jun	21	Baja	Baja	Baja	Correcto
		12-jun	16,5	Baja	Moderado	Baja	Correcto
		13-jun	16,5	Baja	Moderado	Baja	Correcto
	12	17-jun	12	Baja	Moderado	Moderada	Correcto
		23-jun	12	Baja	Moderado	Moderada	Correcto
		24-jun	12	Baja	Moderado	Moderada	Correcto
	13	25-jun	7,5	Baja	Moderado	Alta	Correcto
26-jun		12	Baja	Moderado	Moderada	Correcto	
27-jun		12	Baja	Moderado	Moderada	Correcto	



Anexo V. Datos de los parámetros físico químicos, sólidos sedimentables e IVL.

Mes	Semana	Fecha	V ₃₀ (ml/L)	V ₆₀ (mL/L)	Temperatura (°C)	pH (Un.pH)	Conductividad (µS/cm)	IVL (mL/g)	OD promedio por jornada (mg/L)	Desviación estándar
A b r i l	1	1-abr	100	110	14,4	7,35	2140	88	6,6	0,95
		3-abr	110	140	11,5	7,44	2120	99	6	0,99
		4-abr	110	130	12,4	7,76	2100	97	5,6	1,19
	2	8-abr	140	150	14,7	7,47	1980	99	5,64	1,53
		9-abr	120	120	15,4	7,77	1960	96	5,78	1,42
		11-abr	110	120	14,5	7,51	1920	87	6,48	0,61
	3	14-abr	80	100	14,9	7,32	1990	63	6,18	1,54
		15-abr	70	90	17,5	6,87	1950	53	6,38	1,47
		16-abr	60	80	15,4	7,11	1980	47	6,23	0,89
	4	22-abr	50	65	14,9	7,14	2010	41	6,6	1,36
		23-abr	40	70	15,4	6,85	1970	35	7,08	0,76
		24-abr	60	70	15,1	6,79	1970	60	6,42	0,59
	5	28-abr	50	60	15,2	6,87	2040	42	S/n datos	S/n datos
		29-abr	55	50	15,9	6,79	2020	44		
30-abr		50	54	15,8	7	2070	38			
M a y o	6	5-may	50	70	13,9	7,12	2060	39	S/n datos	S/n datos
		7-may	60	66	13,1	7,15	2080	50		
		8-may	60	72	14,2	6,97	2080	46		
	7	12-may	90	96	15,2	7,06	1870	66		
		13-may	90	100	15,9	6,96	1760	66		
		15-may	110	140	15	7,06	1900	77		
	8	19-may	130	190	12,7	7,23	1770	99		
		21-may	160	200	12,1	7,31	1810	105		
		23-may	550	270	13,2	7,09	1800	327		
	9	26-may	200	250	13	7,21	1800	130		
		28-may	250	280	13,4	7,13	1790	152		
		30-may	210	250	12,7	7,06	1830	143		
J u n i o	10	2-jun	830	370	12,4	7,28	1970	423	5,77	0,56
		4-jun	780	340	13,2	7,03	1900	441	3,35	0,84
		6-jun	420	320	13,8	7,02	1830	264	5,12	0,98
	11	9-jun	360	290	13,6	6,94	1920	253	3,52	0,93
		12-jun	570	400	13,4	6,87	2040	352	4,72	1,00
		13-jun	410	400	13,2	6,93	1860	259	5,38	0,67
	12	17-jun	380	370	11,2	7,04	1830	262	5,41	0,43
		23-jun	350	350	9,5	7,16	1820	222	8,31	1,09
		24-jun	330	330	9,4	7,16	1840	191	7,12	1,12
	13	25-jun	360	350	9,2	7,3	1800	211	6,89	1,12
		26-jun	350	340	9,2	7,13	1900	199	8,15	1,06
		27-jun	350	340	8,5	7,16	1820	201	7,68	0,98



Anexo VI. Datos de las mediciones de OD en las pasarelas del reactor aeróbico.

Mes	Semana	Oxígeno disuelto (mg/l)				
		Pasarela 1	Pasarela 2	Pasarela 3	Pasarela 4	
A b r i l	Semana 1	5,2	6,5	7,5	7,3	
		4,4	6,1	6,4	6,9	
		3,9	5,6	5,8	7,1	
	Semana 2	3,3	5,8	6,4	7,1	
		3,6	5,8	6,5	7,2	
		6,0	6,2	6,3	7,5	
	Semana 3	3,9	6,0	6,8	8,0	
		4,1	6,4	7,1	7,9	
		5,0	6,2	6,3	7,4	
	Semana 4	5,9	5,9	6,5	8,1	
		6,3	6,6	7,3	8,2	
		5,8	6,2	6,4	7,2	
	Semana 5	S/n datos				
	M a y o	Semana 6	S/n datos			
		Semana 7				
Semana 8						
Semana 9						
J u n i o	Semana 10	5,3	5,8	5,8	6,2	
		2,4	3,4	3,0	4,5	
		3,8	5,0	5,5	6,1	
	Semana 11	2,2	3,3	4,1	4,5	
		3,2	4,9	4,9	5,8	
		4,4	5,3	5,7	6,1	
	Semana 12	4,9	5,3	5,5	6,0	
		6,7	8,5	8,4	9,6	
		5,6	6,9	7,4	8,5	
	Semana 13	5,3	6,9	7,0	8,3	
		6,5	8,4	8,3	9,3	
		7,8	8,1	8,7	8,7	



Anexo VII. Datos utilizados para el cálculo de la relación A/M y la edad del lodo.

<i>Mes</i>	Q (m ³ /día)	DBO5 (mg/L)	SSVLM (mg/L)	SSLM (mg/L)	Qw (m ³ /día)	Xw (mg/L)	Qe (m ³ /día)	Xe (mg/L)
<i>Abril</i>	2308,87	115	972,9	1216	8	1600	2600	25
<i>Mayo</i>	2575,96	69	1169	1402	46,5	3260	3100	32
<i>Junio</i>	2079,55	135	1288	1610	28	3400	2500	25