

***UNIVERSIDAD DE OVIEDO***

**MÁSTER UNIVERSITARIO EN BIOTECNOLOGÍA**

**ALIMENTARIA**

**“REOLOGÍA DE FANGOS ACTIVOS.  
EFECTO DE PARÁMETROS DE  
OPERACIÓN”**

**TRABAJO FIN DE MÁSTER**

**POR**

**ADRIÁN IBÁÑEZ BUSTELO**

**JULIO, 2020**



## ÍNDICE DE CONTENIDO

<b>Acrónimos</b> .....	6
<b>RESUMEN</b> .....	7
<b>ABSTRACT</b> .....	8
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	9
<b>2. OBJETIVO</b> .....	15
<b>3. RESULTADOS</b> .....	16
<b>3.1 Comportamiento reológico del lodo</b> .....	16
<b>3.2 Efecto de la composición del lodo sobre la reología</b> .....	19
3.2.1. Tipo de fango .....	19
3.2.2. Sólidos .....	21
3.2.3. Temperatura .....	24
3.2.4. pH .....	26
<b>3.3 Efecto del tratamiento del lodo sobre la reología</b> .....	28
4.3.1. Agentes de acondicionamiento .....	28
4.3.2. Digestión anaerobia .....	31
4.3.3. Coagulantes-floculantes .....	34
4.3.4. Pretratamientos de hidrólisis .....	37
<b>4. CONCLUSIONES</b> .....	42
<b>5. REFERENCIAS</b> .....	44

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema general de un proceso de lodos activos en una planta de tratamiento de aguas residuales. (Seyssieq et al., 2003).....	10
Figura 2. Destino final de los lodos en 2012. Fuente: Registro Nacional de Lodos .....	11
Figura 3. Imágenes microscópicas de lodos activos de una planta convencional. a) concentración de sólidos 3.9 g/L b) concentración de sólidos 12.2 g/L. (Ratkovich et al., 2013).....	13
Figura 4. Reograma para fluidos newtonianos y fluidos no newtonianos.....	15
Figura 5. Evolución de la viscosidad en función del tipo de lodo (primario, secundario). (Moeller y Torres, 1997) .....	19
Figura 6. Reogramas a distintas concentraciones para: a) Lodo primario; b) Lodo secundario. (Markis et al., 2014) .....	20
Figura 7. Evolución de la viscosidad de Bingham en función de la concentración de sólidos en 3 muestras de diferentes plantas de tratamiento de aguas residuales. (Guibaud et al., 2004).....	21
Figura 8. Evolución de la viscosidad aparente en función de la velocidad de deformación, y para diferentes concentraciones de sólidos. (Rosenberg et al., 2002) .....	22
Figura 9. Evolución de la viscosidad aparente en función de la concentración de sólidos para los nueve biorreactores de membrana estudiados, y a dos velocidades de deformación diferentes. (Rosenberg et al., 2002).....	23
Figura 10. Curvas de flujo a varias temperaturas para diferentes concentraciones de sólido. a) 4.3% b) 4.5%. (♦) Experimento a 25 °C, (x) experimento a 40 °C, (+) experimento a 55 °C, y sus respectivas líneas del modelo Herschel-Bulkley. (Baroutian et al., 2013).....	24
Figura 11. Evolución del esfuerzo cortante en función de la velocidad de deformación y de la temperatura para los días 43 y 53 del proceso en el MBR. (Hasar et al., 2004)....	25
Figura 12. Evolución de la viscosidad aparente en función de la velocidad de deformación y de la temperatura. (Hasar et al., 2004).....	25
Figura 13. Evolución de la viscosidad aparente en función del pH para muestras de lodo activo a diferentes concentraciones. (Sanin, 2002) .....	26
Figura 14. Evolución del esfuerzo cortante y de la viscosidad en función de diferentes valores de pH. (▲) valores de esfuerzo cortante; (●) valores de viscosidad. (Wang et al., 2017).....	27
Figura 15. Efecto del tratamiento enzimático (24 h) sobre la viscosidad en un lodo activo de diferentes concentraciones. a) 19.2 g/L b) 18.5 g/L. (Forster, 1983) .....	28
Figura 16. Imágenes microscópicas de muestras de lodo activo: a) sin condicionar; b) condicionado. (Al-Dawery y Reddy, 2017).....	29
Figura 17. Evolución de propiedades reológicas del lodo activo en función de la concentración de CPAM: a) Turbidez; b) Índice de volumen del lodo. (Al-Dawery y Reddy, 2017) .....	29
Figura 18. Evolución de la viscosidad en muestras de lodo digerido anaeróbicamente tras diferentes días de tratamiento. (Moeller y Torres, 1997) .....	30

Figura 19. Evolución de parámetros reológicos del lodo con la digestión anaerobia: a) Concentración de sólidos; b) Viscosidad. (Monteiro, 1997).....	31
Figura 20. Evolución de la viscosidad específica en función del contenido en sólidos del lodo para distintos días de digestión anaerobia. (■) lodo fresco; (○) digestión 3 días; (▲) 9 días (x) 15 días; (Δ) 23 días. (Guibaud et al., 2004).....	32
Figura 21. Evolución de la viscosidad en el lodo en función de la velocidad de deformación y a medida que aumenta el tiempo de digestión anaerobia. (Dieudé-Fauvel et al., 2014).....	32
Figura 22. Diferencia en el porcentaje de sólidos drenado para una muestra de lodo con FeCl <sub>3</sub> (SBR-E) y una muestra de lodo control (SBR-C). (Shrestha et al., 2019) .....	34
Figura 23. Diferencias en la fuerza relativa de red para una muestra de lodo con FeCl <sub>3</sub> (SBR-E) y una muestra de lodo control (SBR-C) en función de diferentes concentraciones de sólidos. (Shrestha et al., 2019).....	34
Figura 24. Diferencias en la viscosidad para la muestra con FeCl <sub>3</sub> (SBR-E) y la muestra control (SBR-C) en función de dos velocidades diferentes de deformación: a) 50 s <sup>-1</sup> b) 100 s <sup>-1</sup> . (Shrestha et al., 2019).....	34
Figura 25. Evolución del CST en función de las concentraciones de polímero catiónico y sulfato de aluminio. (Kim et al., 2011).....	35
Figura 26. Evolución del contenido en sólidos del lodo drenado en función de las concentraciones de polímero catiónico y sulfato de aluminio. (Kim et al., 2011).....	36
Figura 27. Evolución del esfuerzo cortante en función de la velocidad de deformación para el lodo pretratado y para el lodo no pretratado. (Ruiz-Hernando et al., 2014).....	37
Figura 28. Evolución de la viscosidad en lodo activo con los distintos pretratamientos, y en todas las condiciones aplicadas a ellos, a una velocidad de deformación de 300 s <sup>-1</sup> . (Ruiz-Hernando et al., 2014).....	38
Figura 29. Evolución de la viscosidad de los pretratamientos del lodo en comparación con el lodo sin tratar. Ultrasonidos (3.000, 7.000, 17.000, 27.000 y 33.000 KJ/kg TS); Térmico (12.000, 15.000, 17.000, 20.000 y 22.000 KJ/kg TS); Básico (0.784, 7.84, 78.4, 157 y 235 g NaOH/kg TS). (Ruiz-Hernando et al., 2013).....	38
Figura 30. Evolución en la viscosidad aparente para el tratamiento de hidrólisis térmica a: a) 160°C y 60 bar; b) Diferentes temperaturas durante 80 min. (Urrea et al., 2015)..	39
Figura 31. Evolución de la viscosidad para el tratamiento térmico del lodo en función de la temperatura y a distintas velocidades de deformación. (Bougrier et al., 2011).....	40

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Valores de DBO <sub>5</sub> características para aguas residuales de distintos sectores de alimentación. (Restrepo, 2006).....	10
Tabla 2. Valores de viscosidad aparente obtenidos en 12 publicaciones sobre lodos activos.....	18
Tabla 3. Características físico-químicas de lodo primario y secundario. (Moeller y Torres, 1997).....	19

## **Acrónimos**

°C: grado Celsius

cP: centipoise

DBO: demanda biológica de oxígeno

DQO: demanda química de oxígeno

g: gramo

h: hora

J: julio

K: grado kelvin

kg: kilogramo

kJ: kilojulio

L: litro

mg: miligramo

min: minuto

mL: mililitro

mPa: milipascal

N: newton

P: poise

Pa: pascal

ppm: partes por millón

s: segundo

TS: sólidos totales

## **RESUMEN**

Las industrias y las ciudades generan una cantidad enorme de aguas residuales. Estas aguas deben ser llevadas a una planta de tratamiento de aguas residuales, donde se genera una cantidad también enorme de lodos como residuo. En estas plantas, se deben diseñar y optimizar procesos para tratar y transportar estos lodos, por lo que es importante conocer su comportamiento reológico. Esto hace necesario estudiar cómo influyen aspectos de la composición del lodo como, por ejemplo, el tipo de lodo, su concentración de sólidos, la temperatura a la que se encuentra, o su pH en su viscosidad. También es importante saber el efecto que tendrán los diversos tratamientos que se le aplican al lodo a lo largo de la línea de fangos, como el uso de agentes de acondicionamiento, floculantes o coagulantes, la digestión anaerobia o la aplicación de varios pretratamientos de hidrólisis. Se discutirán los resultados obtenidos de numerosos estudios previos, y se extraerán algunas conclusiones de todo el contenido visto.

## **ABSTRACT**

Nowadays industries and cities generate a huge amount of wastewater. These waters must be taken to a wastewater treatment plant (WWTP), where a huge amount of sludge is also generated. In these WWTPs, processes must be designed and optimized to treat and transport these sludge, so it is important to know their rheological behaviour. This makes it necessary to study and know how aspects (i.e. the type of sludge, its concentration of solids, the temperature at which it is found, or its pH level) of the sludge composition influences on its viscosity. It is also important to know the effect that the various treatments applied to the sludge along its line will have, such as the use of conditioning agents, flocculants or coagulants, anaerobic digestion, or the application of various hydrolysis pre-treatments. The results obtained from various previous studies will be discussed, and some conclusions will be drawn from all the content viewed.



# 1. INTRODUCCIÓN

El sector de la alimentación, en todas sus vertientes, precisa para su funcionamiento del empleo de un enorme volumen de agua, lo que genera también un alto volumen de aguas residuales. Dentro de este sector, podemos destacar como productoras de grandes volúmenes de aguas residuales las industrias lácteas y queseras, las industrias cárnicas, las industrias de producción de bebidas alcohólicas, industrias azucareras, de procesamiento de cualquier tipo de alimento y un largo etcétera (Brennan et al., 1998). En la industria cárnica, los vertidos de agua suelen llevar en suspensión materia orgánica, materia inorgánica, aguas de limpieza y desinfección, grasas y sólidos como sebos o carnes. En lo que se refiere a la industria de la transformación y subproductos en la industria cárnica, la contaminación está formada por residuos químicos, como fosfatos, nitratos, cloruros, grasas y aceites. En la industria láctea se necesitan grandes cantidades de agua para su funcionamiento. Por ejemplo, la producción de mantequilla requiere 3 L de agua/L leche, o el queso, unos 8 L de agua/L leche. Los vertidos de aguas residuales lácteas suelen estar compuestos por restos de leches (grasas, proteínas desnaturalizadas), agentes de limpieza (sosa cáustica, hidróxido sódico, ácido fosfórico, etc.), sólidos lácteos y trazas de aditivos y conservantes, conteniendo sales, como cloruros o carbonatos, y calcio, fósforo o magnesio. No suelen encontrarse microorganismos, ya que los tratamientos térmicos necesarios para la producción de leche los eliminan prácticamente en su totalidad. En la industria conservera se encuentran residuos de tipo sólido, como partes de animales (pieles, espinas, aletas, etc.), y residuos solubles en agua y arrastrados por ella, como enzimas, aceites o proteínas. (Brennan et al., 1998)

Como se puede ver, la mayoría de las aguas residuales procedentes de la industria alimentaria tienen en común que están formadas, en su mayoría, por materia orgánica, al provenir de restos de animales, o alimentarios en general. Esto hace que las aguas residuales sean de carácter biodegradable, por lo que se les puede aplicar métodos biológicos para transformar esa materia orgánica (y también inorgánica), mediante determinados microorganismos, como bacterias o protozoos, dando lugar a gases y material biológico celular (más microorganismos).

Un parámetro clave a la hora de caracterizar el grado de contaminación de un agua residual es la DBO, que se conoce como la demanda bioquímica de oxígeno, y que se define como la cantidad de oxígeno disuelto, expresado en mg O<sub>2</sub>/L, que es consumido por los microorganismos mediante la oxidación de materia orgánica bajo unas determinadas

condiciones de temperatura (20°C), luz (oscuridad) y tiempo. El término DBO se refiere al proceso de oxidación biológica completo, lo que suele requerir de 21 a 28 días, considerando que tras pasar los 21 días se ha completado un 95-99% de la oxidación. En muchas ocasiones se emplea el término DBO<sub>5</sub>, que se refiere a la demanda bioquímica de oxígeno para un tiempo de 5 días, constituyendo así un 60-70% de la materia carbonada y representando únicamente la materia orgánica fácilmente biodegradable (Tchobanoglous y Burton, 1998).

*Tabla 1. Valores de DBO<sub>5</sub> característicos para aguas residuales de distintos sectores de alimentación. (Restrepo, 2006)*

<u>Tipo de residuo</u>		<u>DBO<sub>5</sub> (mg/L)</u>
<u>Operaciones preparatorias de frutas y hortalizas</u>		<u>500-2.500</u>
<u>Enlatado de alubias con carne</u>		<u>2.000</u>
<u>Industria láctea</u>	<u>Quesería</u>	<u>3.500</u>
	<u>Mantequería</u>	<u>380</u>
	<u>Leche pasteurizada</u>	<u>425</u>
<u>Industria cárnica</u>		<u>200-3.000</u>

Esta biodegradabilidad (altos valores de DBO<sub>5</sub>, ver Tabla 1) de las aguas residuales de la industria alimentaria hace que se plantee como principal opción para su tratamiento el proceso de cultivo biológico en suspensión, también conocido como fangos o lodos activos. Este sistema se caracteriza por añadir un cultivo biológico, formado por varios tipos de microorganismos, a las aguas residuales provenientes de la industria. Durante el proceso, los microorganismos se irán alimentando de la materia orgánica disuelta presente en las propias aguas residuales, generando una mayor cantidad de microorganismos, que se asocian entre sí formando flóculos. Éstos son fácilmente decantables y se pueden separar del agua tratada, obteniendo una corriente residual denominada purga de lodos activos.

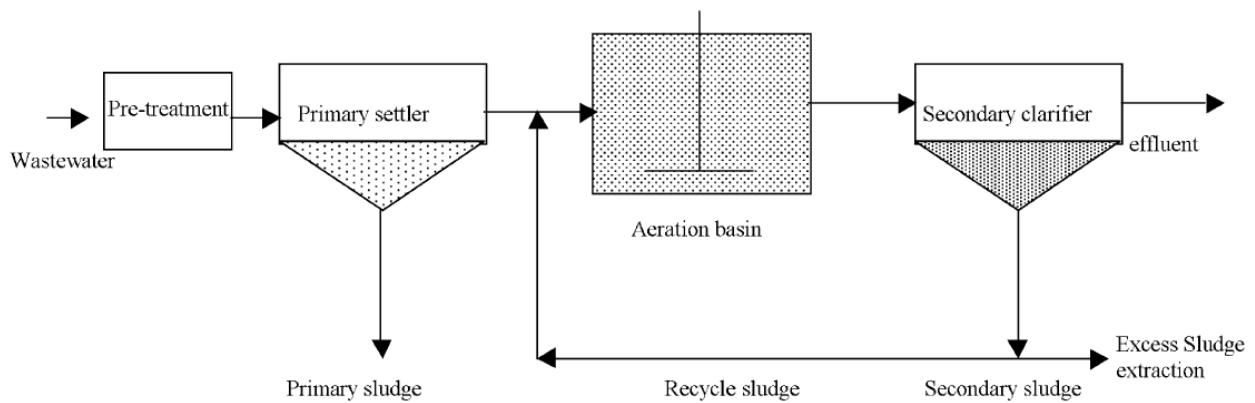


Figura 1. Esquema general de un proceso de lodos activos en una planta de tratamiento de aguas residuales. (Seysieq et al., 2003)

En la Figura 1 se observa un esquema general de un tratamiento de aguas residuales por fangos activos. Se pueden distinguir varias fases dentro de este proceso:

- En primer lugar, las aguas residuales son pretratadas e introducidas en un sedimentador primario, donde se va a formar una primera fracción sólida a recoger, que se denomina lodo primario
- En segundo lugar, se lleva el efluente del sedimentador primario que no ha sedimentado a un tanque o reactor de aireación. Aquí se pone en contacto con un cultivo biológico, de microorganismos en suspensión, formando de manera conjunta lo que se denomina licor de mezcla (ML -Mixed Liquor-), que permiten procesar la materia orgánica presente. En este paso es importante aplicar una aireación constante de la suspensión, lo que permite la transferencia de oxígeno a los microorganismos y la homogeneización del licor mezcla.
- A continuación la corriente de salida del tanque de aireación pasa a un sedimentador secundario o clarificador, donde se lleva a cabo un proceso de separación sólido-líquido, permitiendo la sedimentación de los flóculos y formándose lo que se conoce como lodo secundario o lodo activo. El efluente clarificado que sale de este sedimentador se considera que puede formar ya parte de un vertido a río, mientras que una parte del lodo secundario es eliminada en forma de residuo, para un posterior tratamiento, y otra parte del lodo secundario se recicla hacia el tanque de aireación, con el objetivo de mantener una concentración alta de microorganismos en el reactor.

### Gestión de fangos generados

La gestión de estos lodos purgados es el principal problema del tratamiento de aguas residuales, ya que conllevan el mayor coste de todo el proceso global de depuración del agua residual, al considerarse que tienen un carácter biológicamente inestable, y un alto grado de contaminación.

Como se puede observar (Fig. 2) a través de los datos aportados por el Plan Estatal Marco de Gestión de Residuos (PEMAR), hay varios tipos de destinos finales para los lodos, como puede ser su aplicación en suelos agrícolas, la incineración, su eliminación en vertedero y otros tipos de valorización.



Figura 2. Destino final de los lodos en 2012. Fuente: Registro Nacional de Lodos

### Reología

A este respecto, la reología es un factor muy importante a la hora de marcar los costes que va a generar el tratamiento de lodos activos en las depuradoras, por lo que se debe introducir el término para explicar su importancia.

El término en sí fue acuñado por Eugene Cook Bingham, y se refiere a la rama de la física que estudia la deformación y el flujo de la materia. Cuando se habla de materia, se está hablando de sólidos, líquidos y gases, aunque la deformación sea referida a los sólidos, y el flujo a los fluidos, formados por líquidos y gases.

Se habla de sólidos ideales cuando se deforman de una manera elástica, lo que quiere decir que cuando se aplica una fuerza externa, se genera una deformación con su correspondiente energía interna, y cuando la fuerza externa deja de actuar, el sistema recupera su forma original y la energía se recupera en forma de trabajo. Los sólidos elásticos cumplen la ley de Hooke (1), que se expresa así:

$$\tau = G \times Y \quad (1)$$

Donde  $\tau$  es el esfuerzo cortante (F/A), G es el módulo de cizalla, característico de cada sólido, y  $Y$  es la deformación sufrida.

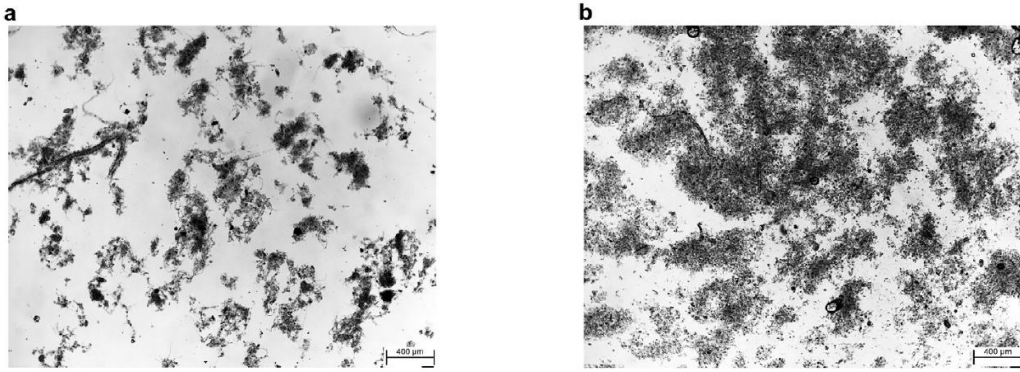
Se habla de fluidos ideales cuando se deforman de manera irreversible, ya que la energía requerida cuando se aplica la fuerza externa de deformación no se recupera, sino que se disipa con el fluido en forma de calor, considerándose viscosos. Los fluidos viscosos (newtonianos) siguen la ley de Newton (2), que se expresa así:

$$\tau = \mu \times \dot{Y} \quad (2)$$

Donde  $\tau$  es el esfuerzo cortante (F/A),  $\mu$  es la viscosidad dinámica, característica de cada fluido, y  $\dot{Y}$  es la velocidad de deformación.

De acuerdo con el comportamiento reológico, se puede diferenciar entre fluidos newtonianos y no newtonianos. Los primeros son aquellos que siguen la ley de Newton, se considera que siguen un comportamiento “ideal”, dependiendo su viscosidad de la naturaleza del fluido, de la presión y la temperatura. Los segundos no siguen la ley de Newton, ya que, a parte de las propiedades mencionadas anteriormente, su viscosidad también depende del esfuerzo cortante.

En lo referido al tema de estudio, el comportamiento reológico de los lodos activos (Fig. 3) es algo complejo por su composición, definiéndose como un fluido constituido por una multifase de carácter complejo, formada en su mayor parte por agua (98-99.7 %w/w), solutos (carbono, nitratos, fosfatos), componentes biológicos como bacterias y flóculos en suspensión, que pueden ir agrupándose o disolviéndose, dependiendo del grado de deformación al que sean sometidos.



*Figura 3. Imágenes microscópicas de lodos activos de una planta convencional. a) concentración de sólidos 3.9 g/L b) concentración de sólidos 12.2 g/L. (Ratkovich et al., 2013)*

Generalmente, para realizar las medidas de los parámetros reológicos que caracterizan a los fluidos, se utilizan reómetros rotacionales que constan de dos placas. La placa superior es la que comienza a girar, de manera constante o variable, haciendo fluir el material, mientras que la placa inferior permanece inmóvil. Cuando comienza el movimiento, se genera una resistencia al cizallamiento, lo que provoca una velocidad de cizalla, provocando la torsión de un resorte de acero colocado entre el motor y la placa superior. Esta torsión es medida directa de la viscosidad de la muestra.

Conocer el comportamiento reológico de suspensiones, como son los lodos activos, es muy interesante, ya que está relacionada con propiedades como el tamaño, la forma o la rigidez de la partícula, el grado de hidratación, los estados de agregación y atracción o las fuerzas interparticulares. Además, también afecta a diversos procesos que suceden durante el tratamiento de las aguas residuales y los fangos, como son el bombeo, las caídas de presión en tuberías, la filtración, el desagüe, la transferencia de oxígeno, la separación líquido-sólido (agua-lodo), etc. (Ratkovich et al., 2013).

Por otro lado, un buen conocimiento del comportamiento reológico del lodo también es importante para dar fiabilidad a los modelos predictivos que se deben hacer con el objetivo de optimizar el diseño de la planta y de todos los tratamientos de aguas y fangos y, por supuesto, para los costes económicos finales del proceso.

## **2. OBJETIVO**

El objetivo de este trabajo es conocer y comprender las características reológicas de los fangos generados en los sistemas de tratamiento de aguas residuales del sector alimentario. También es objetivo de este trabajo analizar cómo se ve afectada la reología de estos fangos por las principales características del lodo y por los tratamientos a los que se somete durante su gestión.

### 3. RESULTADOS

#### 3.1 Comportamiento reológico del lodo

Se debe estudiar el comportamiento reológico del lodo para conocer qué clase de fluido es, algo básico para poder predecir los cambios que sufre cuando se le aplican distintos tratamientos o se encuentra bajo diferentes condiciones.

Para diferenciar los fluidos, se representan gráficas, llamadas reogramas (Fig. 4), que relacionan entre sí los parámetros del esfuerzo cortante ( $\tau$ ) y de la velocidad de deformación ( $\dot{\gamma}$ ). En los fluidos newtonianos, se observa una proporcionalidad lineal y una viscosidad (dinámica) constante para los distintos esfuerzos y velocidades. En los fluidos no newtonianos no se observa esa proporcionalidad, y la viscosidad, ahora llamada viscosidad aparente ( $\mu_a$ ), no es constante, sino que depende del esfuerzo cortante aplicado.

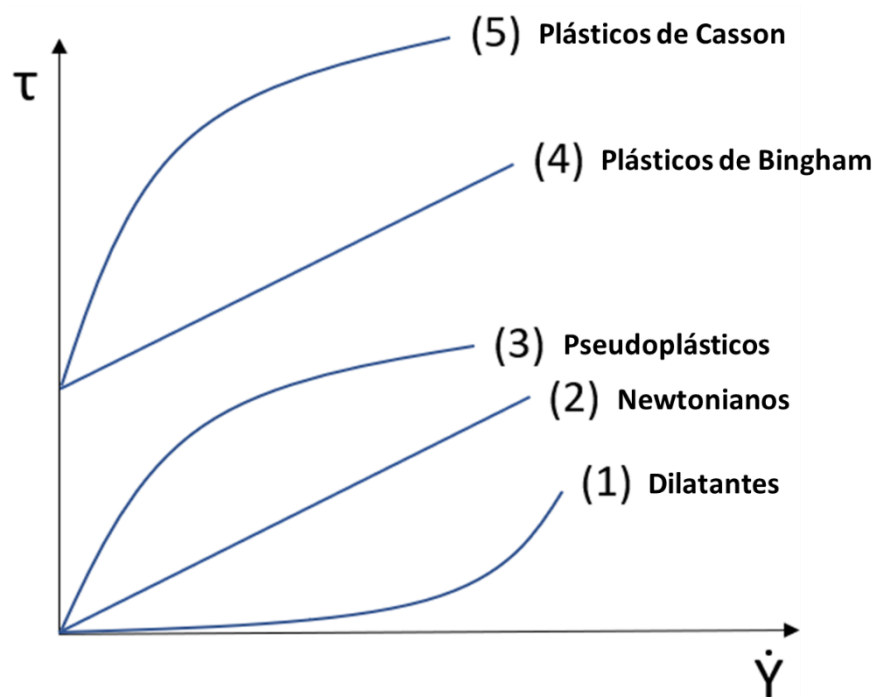


Figura 4. Reograma para fluidos newtonianos y fluidos no newtonianos

En todos los estudios representados en la Tabla 2, se coincide en señalar el comportamiento reológico del lodo como el de un fluido no newtoniano y, más en concreto, como uno pseudoplástico. Existen una serie de modelos, o ecuaciones, que pueden describir el comportamiento de un fluido no newtoniano, y que se pueden aplicar para el estudio de los lodos activos. (Seyssieq et al., 2003)



El modelo de Ostwald (3), también conocido como ley de potencia, es adecuado para modelar los fluidos pseudoplásticos, cuando se aplica con un índice de flujo ( $n < 1$ ), mientras que los modelos de Bingham (4) y de Herschel-Bulkley (5) son más adecuados para fluidos viscoelásticos, ya que cuentan con un parámetro adicional que es el esfuerzo umbral límite ( $\tau_B$ ). Este es el esfuerzo que se debe aplicar a una suspensión para que se superen las fuerzas de Van der Waals que la cohesionan y que la suspensión comience a moverse.

Para el modelo de Bingham se observa el parámetro de la viscosidad de Bingham ( $\mu_B$ ), mientras que para el modelo de Herschel-Bulkley se observan los parámetros de índice de consistencia ( $k$ ) e índice de fluidez ( $n$ ), parámetros que aportan la exactitud con la que se ajustan los datos experimentales al modelo.

$$\tau = K\dot{\gamma}^n \quad (3)$$

$$\tau = \tau_B + \mu_B \dot{\gamma} \quad (4)$$

$$\tau = \tau_B + k\dot{\gamma}^n \quad (5)$$

La viscosidad aparente, previamente mencionada, es un término aplicado a los fluidos no newtonianos. Se conoce como la relación entre el esfuerzo aplicado y la velocidad de deformación, y es función de la velocidad de deformación. Se considera una manera sencilla de estudiar y aproximarse al comportamiento reológico de un fluido, en este caso del lodo activo. Por ejemplo, para el modelo de Ostwald, se puede calcular mediante la siguiente expresión (6):

$$\mu_a = K(\dot{\gamma})^{n-1} \quad (6)$$

En los lodos activos, se va a observar de manera general que la viscosidad aparente se reduce con el aumento en la velocidad de deformación de manera exponencial, y que aumenta, también de manera exponencial, con el aumento del contenido en sólidos (TS) del lodo.

Para estudiar más en profundidad los efectos de la reología de los lodos en los procesos globales, se van a comparar los valores de viscosidad aparente de lodos de un gran número de estudios diferentes (Tabla 2), valorando también el tipo de lodo, el equipo utilizado, la variación en los valores de concentración de MLSS, velocidad de deformación y temperatura.

Tabla 2. Valores de viscosidad aparente obtenidos en 12 publicaciones sobre lodos activos

<b>Referencia</b>	<b>Tipo de lodo</b>	<b>T (°C)</b>	<b>Concentración de sólidos (g/L)</b>	<b>Viscosidad aparente (mPa.s)</b>
Sanin (2002)	Aguas residuales de planta de tratamiento	25	2-18	2-14
Rosenberg et al. (2002)	Biorreactor de membrana	21	2.7-47	2-45
Yen et al. (2003)	Desagüe	NM	0.27-0.64	10-30
Li et al. (2008)	Biorreactor de membrana (laboratorio)	24	3-8	2-23
Barbot et al. (2010)	Biorreactor de membrana (laboratorio)	20	15	100-1000
Hammadi et al. (2011)	Aguas residuales de planta de tratamiento	5-30	23-28.5	70-200
Moreau et al. (2009)	Biorreactor de membrana	9.7-27.4	3.5-16.4	6-15
Pevere et al. (2006)	Digestión anaerobia	20	8.3-22.6	1-10
Gil et al. (2012)	Biorreactor de membrana	NM	2.8-17.2	5-35
Tixier et al. (2003)	Aguas residuales de planta de tratamiento	20	2.5-15	1.5-6
Xia et al. (2009)	Biorreactor de membrana	25	3.3-28.6	4-8

Se pudieron sacar algunas conclusiones de estas publicaciones, como que las propiedades viscosas de los lodos activos estudiados identifican su reología como un tipo de fluido no newtoniano, más en concreto, con un comportamiento de pseudoplástico. En algunos trabajos se encontró un límite elástico, un punto límite a partir del cual el fluido comienza a deformarse plásticamente, mientras que en otros trabajos no se encontró este punto. También se observó el comportamiento pseudoplástico del lodo, tanto en los biorreactores de membrana (MBR) como en los sistemas convencionales de lodos activos (CAS).

En general, los valores de las propiedades reológicas de los lodos estudiados son bastante heterogéneas, algo que tiene bastante sentido ya que los reogramas son dependientes del tipo de equipo utilizado y de las condiciones del experimento y de las muestras, por lo que

no es del todo recomendable comparar propiedades reológicas a menos que se tenga información similar de distintos estudios. Estos valores cambiantes para la viscosidad aparente en diferentes situaciones y sistemas pueden suponer un problema a la hora del diseño de las operaciones necesarias en una planta de tratamiento, ya que normalmente se requieren valores exactos y precisos.

### 3.2 Efecto de la composición del lodo sobre la reología

#### 3.2.1. Tipo de fango

Dentro de una planta de tratamiento de aguas residuales donde se producen lodos como residuos, hay distintos tipos de lodos, en función del tratamiento que hayan sufrido las aguas y dichos fangos:

En primer lugar, se encuentra el lodo primario, que se define (Bhattacharya, 1981) como una mezcla en forma de flóculos de materia orgánica e inorgánica con burbujas gaseosas presentes también en la suspensión. Es el producto de la primera sedimentación que sufre el agua residual que entra al sistema de tratamiento antes de entrar al sistema de lodos activos para eliminar la materia en suspensión.

En segundo lugar, se encuentra el lodo secundario, conocido también como lodo activo, y que se define como el lodo que se deposita en el sedimentador secundario después de salir del tanque de aireación. Está formado en su mayor parte por polisacáridos y microorganismos que forman sustancias poliméricas extracelulares (SPE) (Markis et al., 2014).

Moeller y Torres (1997) realizaron un estudio que tenía como objetivo la caracterización de las propiedades reológicas y físico-químicas en lodos primarios y secundarios. Se evaluaron propiedades físico-químicas como humedad, DQO, DBO, concentración de sólidos o pH, y diversas propiedades reológicas, dadas a partir del modelo de Ostwald (3) (Tabla 3)

*Tabla 3. Características físico-químicas de lodo primario y secundario. (Moeller y Torres, 1997)*

Tipo de lodo	Humedad (%)	DBO (ppm)	DQO (ppm)	pH	Concentración de sólidos (ppm)
Primario	99	4994	26052	6.2	13650
Secundario	99	949	8210	7.3	7100

En dicho estudio también se analizaron los valores de viscosidad obtenidos para el lodo primario y lodo secundario, observando que la viscosidad es superior para el lodo primario (Fig. 5), lo que concuerda con los datos de la Tabla 3, ya que el lodo primario presenta una mayor concentración de sólidos. En la Figura 5 también se analiza la viscosidad en función del tipo de digestión que sufre el lodo, pero no es objeto de estudio en este apartado.

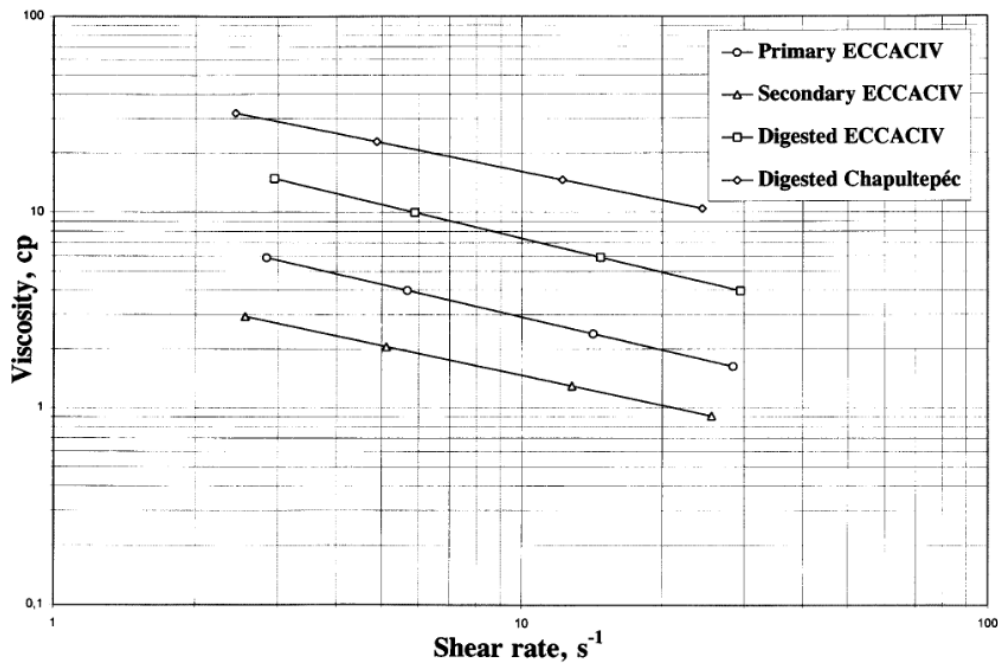


Figura 5. Evolución de la viscosidad en función del tipo de lodo (primario, secundario). (Moeller y Torres, 1997)

Se hicieron estudios más recientes por parte de Markis et al. (2014) para tratar de entender el comportamiento reológico del lodo primario y secundario, y se observó un comportamiento que no se corresponde con lo visto por Moeller y Torres (1997). Comparando reogramas para ambos tipos de lodo se aprecian valores mayores de esfuerzo cortante para el lodo secundario (Fig. 6b) que para el primario (Fig. 6a).

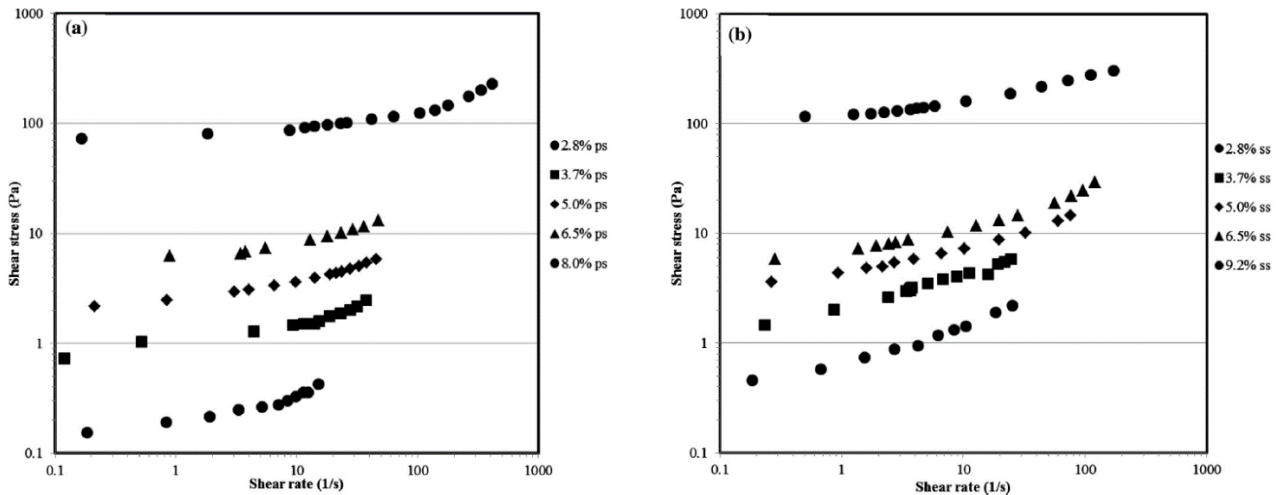


Figura 6. Reogramas a distintas concentraciones para: a) Lodo primario; b) Lodo secundario. (Markis et al., 2014)

Se observa que la curva de flujo tiene valores superiores para el lodo secundario. Markis et al. (2014) explican esto por el comportamiento de suspensión coloidal que parece tener el lodo primario, donde las fuerzas interparticulares son más débiles que en el lodo secundario. Este exhibe un comportamiento de gel, y sus fuerzas interparticulares son más fuertes debido a las sustancias poliméricas extracelulares (EPS), presentes en gran cantidad. También se observa que ambos tipos de lodo se comportan de manera no newtoniana, pseudoplástica, en concordancia con los resultados vistos con anterioridad.

### 3.2.2. Sólidos

En general, la concentración de sólidos en los lodos activos se describe por la expresión “sólidos suspendidos en el licor de mezcla” (MLSS -*Mixed Liquor Suspended Solids*-), que se refiere a la mezcla del cultivo biológico que forman los lodos y las aguas residuales. Cuanto mayor sea la concentración de los sólidos, mayor será su importancia en el control de los procesos de tratamiento. Esto parece tener una importancia mayor en los biorreactores de membrana, donde las concentraciones de sólidos son más altas (alrededor de 10-15 g/L), que en las plantas de tratamiento convencionales, donde las concentraciones son de alrededor de 3-5 g/L. (Ratkovich et al., 2013)

Guibaud et al. (2004) trataron de estudiar la influencia de la concentración de sólidos en los parámetros reológicos. Se estudiaron lodos de similares y diferentes plantas de tratamiento de aguas residuales, y sometidos tanto a tratamientos aerobios como anaerobios. En este estudio se midieron dos tipos de viscosidad:

- La viscosidad de Bingham ( $\mu_B$ ), que es la viscosidad que caracteriza al fluido y viene dada por la aplicación del modelo de Bingham (4), que describe el comportamiento del lodo a una concentración media-baja, y que se adapta mejor que el modelo de Herschel-Bulkley.
- La viscosidad específica (7) ( $\mu_{sp}$ ), que tiene en cuenta sólo la viscosidad del sobrenadante ( $\mu_{SPNT}$ ):

$$\mu_{sp} = \frac{\mu_B - \mu_{SPNT}}{\mu_{SPNT}} \quad (7)$$

Representando gráficamente (Fig. 7) la  $\mu_B$  frente a la concentración de los sólidos, se observa una relación lineal entre ambos parámetros para unas concentraciones más bajas (0-4 g/L), y una relación exponencial para concentraciones superiores. Estas relaciones se aplican tanto para lodos de diferentes plantas de tratamiento como para lodos de la misma planta de tratamiento, pero recogidos en diferentes días.

La Figura 5 demuestra que las diferencias entre muestras son más evidentes cuanto mayor es la concentración de sólidos, y se puede explicar por un aumento de las interacciones entre partículas a medida que aumenta la concentración, influyendo cada vez más en los parámetros reológicos.

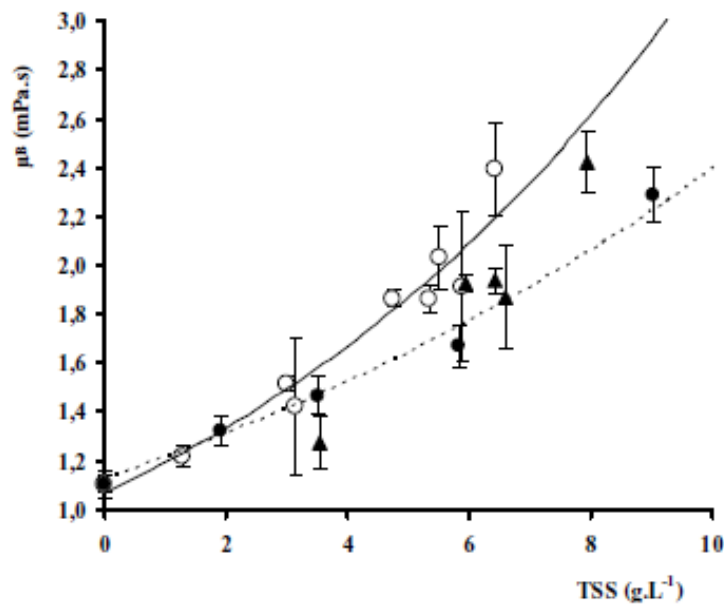


Figura 7. Evolución de la viscosidad de Bingham en función de la concentración de sólidos en 3 muestras de diferentes plantas de tratamiento de aguas residuales. (Guibaud et al., 2004)

Otros estudios llevados a cabo (Hasar et al., 2004; Moreau et al., 2009; Rosenberg et al., 2002; Zhao et al., 2009) refuerzan la correlación entre la viscosidad aparente y la concentración de sólidos (MLSS) en el lodo activo. Rosenberg et al. (2002) investigaron

muestras de lodos de nueve biorreactores de membrana (MBR), provenientes de aguas residuales domesticas e industriales. Se observa (Fig. 8) que la viscosidad aparente está muy influida por la velocidad de deformación, decreciendo su valor a medida que aumenta la velocidad.

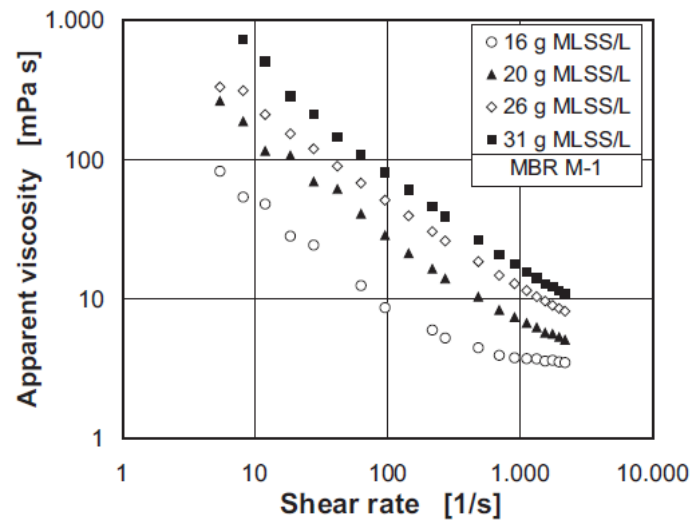


Figura 8. Evolución de la viscosidad aparente en función de la velocidad de deformación, y para diferentes concentraciones de sólidos. (Rosenberg et al., 2002)

También se puede observar una relación entre la viscosidad aparente y la MLSS, que se aprecia con más claridad en la Figura 9. Aquí se representa gráficamente la viscosidad aparente de todas las muestras recogidas de los nueve MBR (M1-6; I-1b, I-2b, I-3) en función de la MLSS, para dos velocidades de deformación diferentes, y se comprueba la alta correlación entre los dos parámetros, aumentando la viscosidad aparente con la concentración de sólidos.

Finalmente, los valores altos de viscosidad y concentración de sólidos están relacionados con limitaciones en procesos importantes en una planta de tratamiento, como son la transferencia de oxígeno y masa, e influyendo en el consumo de energía global del proceso, que será mucho mayor.

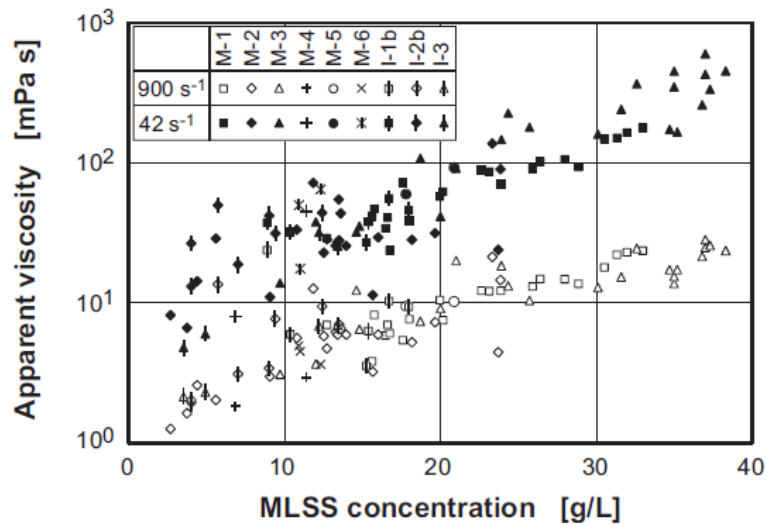


Figura 9. Evolución de la viscosidad aparente en función de la concentración de sólidos para los nueve biorreactores de membrana estudiados, y a dos velocidades de deformación diferentes. (Rosenberg et al., 2002)

### 3.2.3. Temperatura

Baroutian et al. (2013) estudiaron la influencia que tiene la temperatura sobre el comportamiento reológico de un lodo mixto obtenido de una planta de tratamiento de aguas residuales. Para caracterizar el comportamiento del lodo, se aplicó el modelo de Herschel-Bulkley (5), que se consideró adecuado para el amplio intervalo de velocidades de deformación que fueron aplicadas en los experimentos.  $\tau_B$  es el punto de fluencia (esfuerzo umbral), mientras que  $k$  es la consistencia, y  $n$  es el índice de flujo.

Se representan (Fig. 10) las curvas de flujo (esfuerzo cortante vs velocidad de deformación) para dos concentraciones diferentes de sólidos (4.3-4.5 %), y para cada una de las dos muestras se aplicaron tres temperaturas diferentes (25-40-55 °C). Se observa que el esfuerzo cortante aumentó de manera no lineal con la velocidad de deformación, y que disminuyó al aumentar la temperatura. Al calentarse el lodo, las fuerzas cohesivas que



mantienen las uniones entre moléculas disminuyen, lo que provoca que el esfuerzo cortante disminuya y, por tanto, disminuya también la viscosidad del lodo.

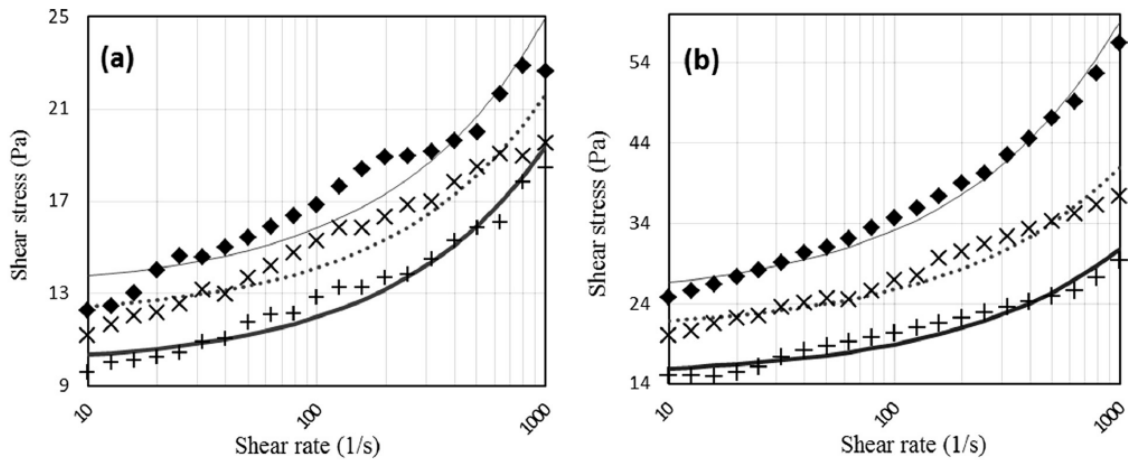


Figura 10. Curvas de flujo a varias temperaturas para diferentes concentraciones de sólido. a) 4.3% b) 4.5%. (♦) Experimento a 25 °C, (x) experimento a 40 °C, (+) experimento a 55 °C, y sus respectivas líneas del modelo Herschel-Bulkley. (Baroutian et al., 2013)

Estos resultados están en concordancia con otros exhibidos en estudios como el de Hasar et al. (2004). En este caso, se estudió el comportamiento de los lodos activos en función de la temperatura, en biorreactores de membrana (MBR) provenientes de aguas residuales domésticas, analizando diversas muestras a lo largo de 100 días de operación en el MBR. Las temperaturas elegidas para el estudio fueron de 15, 20, 25 y 30°C. Se analizaron los valores para el esfuerzo aplicado a distintas velocidades de deformación para las cuatro temperaturas descritas, y se observó (Fig. 11) que, para una misma velocidad de deformación, el esfuerzo cortante disminuye con el aumento de temperatura, lo que quiere decir que la viscosidad será menor con el aumento en la temperatura, como se puede apreciar también en la Figura 12, que representa la disminución de la viscosidad con el aumento en la temperatura y de la velocidad de deformación.

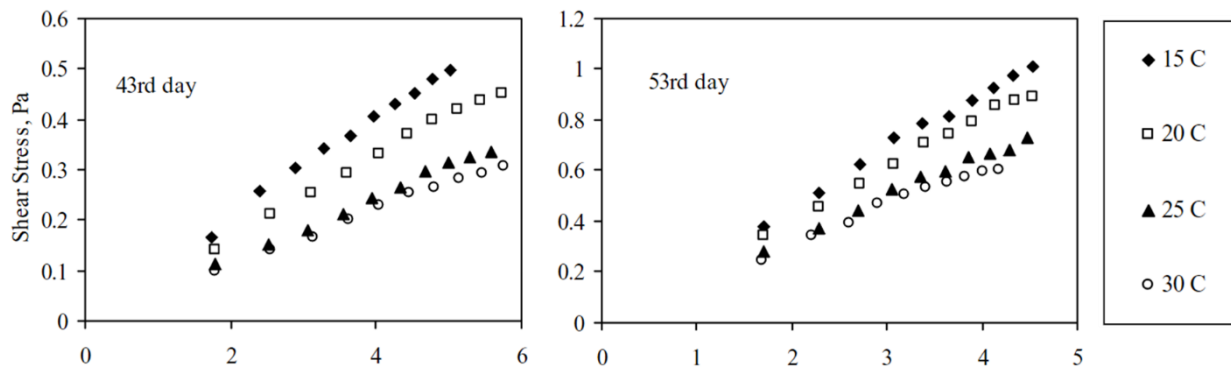


Figura 11. Evolución del esfuerzo cortante en función de la velocidad de deformación y de la temperatura para los días 43 y 53 del proceso en el MBR. (Hasar et al., 2004)

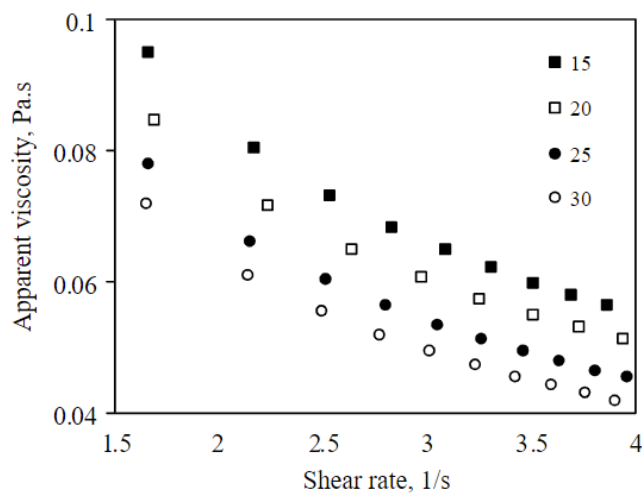


Figura 12. Evolución de la viscosidad aparente en función de la velocidad de deformación y de la temperatura. (Hasar et al., 2004)

### 3.2.4. pH

Para analizar la influencia del pH sobre el comportamiento reológico del lodo, Sanin (2002) estudió los valores de viscosidad aparente en lodos de diferentes concentraciones en sólidos y a diferentes valores de pH. En la Figura 13 se observa que el valor más bajo de viscosidad para todas las concentraciones de sólidos estudiadas se da para el pH más bajo estudiado (5.5). A medida que se incrementa el pH hasta 7.4, la viscosidad aumenta, notándose más el aumento a concentraciones altas de sólidos. A un pH superior (9.1), no se observa un aumento significativo en la viscosidad.

Este comportamiento se explica a partir del punto isoelectrico (pH 2-4) de las proteínas bacterianas en la superficie de los flóculos que forman el lodo. A valores de pH superiores al punto isoelectrico, van aumentando las cargas negativas en la superficie del lodo; por

eso el valor más bajo en viscosidad de la serie se da a un pH de 5.5, ya que es el más próximo al punto isoeléctrico y la superficie del lodo todavía tiene una carga negativa pequeña. Con el aumento en el pH del medio, las cargas negativas en la superficie del lodo irán aumentando, creando repulsión entre los flóculos, y expandiendo su estructura, dando como resultado una mayor resistencia a la fluidez y, con ello, un aumento de la viscosidad.

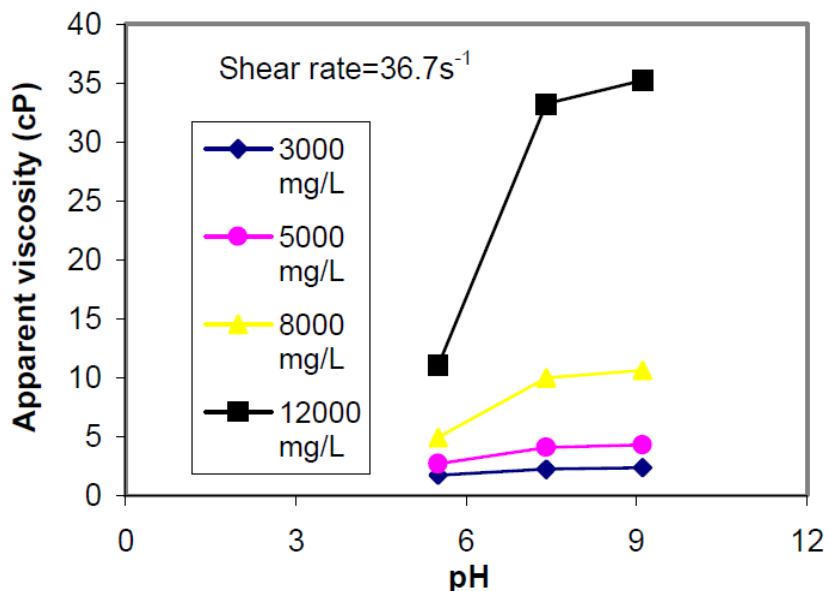


Figura 13. Evolución de la viscosidad aparente en función del pH para muestras de lodo activo a diferentes concentraciones. (Sanin, 2002)

Wang et al. (2017) estudiaron el cambio en las propiedades reológicas del lodo, al añadirle a este volúmenes de ácido (HCl 2.4 M) que rebajasen el pH de la suspensión. Se observó (Fig. 14) que, a medida que se reduce el pH de la solución del lodo y aumenta la velocidad de deformación, también se reducen los valores del esfuerzo cortante y, por ende, los valores de viscosidad, para una misma velocidad.

Se aplicó el modelo de Herschel-Bulkley (5) y se observó que, con la disminución del pH, el lodo se volvió cada vez un fluido más newtoniano, ya que tanto el índice de consistencia (K) como el esfuerzo umbral ( $\tau_B$ ) disminuyeron, y el índice de fluidez (n) aumentó. Estos cambios pueden suponer que la estructura interna del lodo se debilita a un pH bajo, lo que facilita la fluidez de este, lo que permite mejorar uno de los procesos fundamentales dentro del tratamiento de lodo, que es su drenaje.

En general, los resultados que arroja el efecto del pH sobre la reología del lodo activo son muy similares para los estudios que se han llevado a cabo sobre este punto (Al-Dawery y Reddy, 2017; Hong et al., 2016; Sanin et al., 2002; Wang et al., 2017)

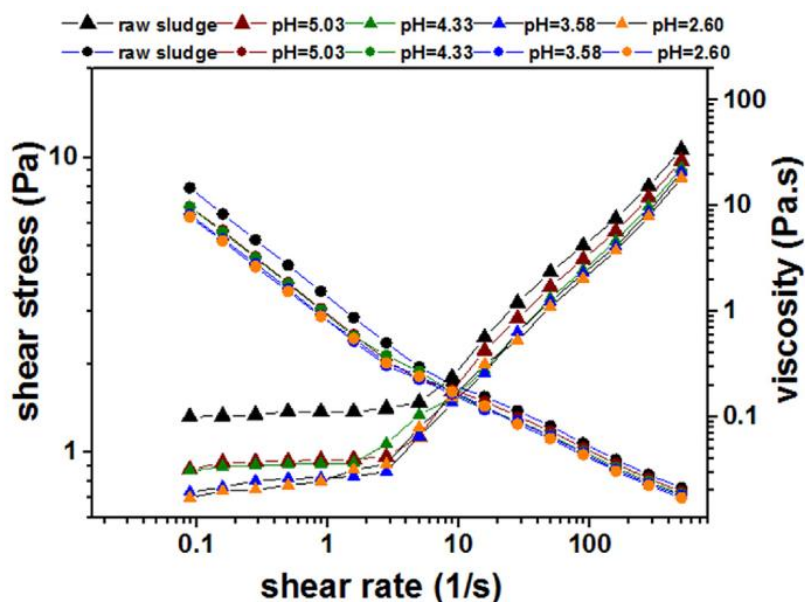


Figura 14. Evolución del esfuerzo cortante y de la viscosidad en función de diferentes valores de pH. (▲) valores de esfuerzo cortante; (●) valores de viscosidad. (Wang et al., 2017)

### 3.3 Efecto del tratamiento del lodo sobre la reología

#### 4.3.1. Agentes de acondicionamiento

Los procesos de sedimentación y de drenaje de los lodos se consideran de los más importantes dentro del proceso global de tratamiento de lodos y aguas residuales.

El proceso de drenaje se lleva a cabo generalmente mediante filtros de prensa y centrífugas, y se estima que requiere del 30-50% del coste de operación anual en una planta de tratamiento de aguas residuales para realizarse (Sorensen et al., 1995). Debido al alto coste que genera esta operación, se debe investigar cómo se relaciona la reología de los lodos con su posterior drenaje, con el objetivo de mejorar el proceso.

Se sabe que los flóculos que forman el lodo activo están constituidos por una matriz de material microbiano, orgánico e inorgánico, como polisacáridos, proteínas, ácidos nucleicos, lípidos, y otros compuestos poliméricos. Todo este conjunto se conoce como sustancias poliméricas extracelulares (EPS -*Extracellular polymeric substances*-), y forman alrededor del 80% de la masa del lodo activo (Neyens et al., 2004). Se debe entonces actuar sobre estas sustancias, con el objetivo de mejorar la floculación del lodo y, finalmente, la sedimentación y el drenaje. Se pueden utilizar agentes como enzimas (Forster, 1983), polielectrolitos catiónicos (Al-Dawery y Reddy, 2017) y no iónicos (Lee y Liu, 2000) o polímeros.

Forster (1983) estudió el tratamiento de muestras de lodo activo con enzimas, como celulasa, proteinasa o lipasa, para analizar la importancia que tiene el material que está presente en la superficie del lodo en su comportamiento reológico. Se midió la viscosidad de las muestras tras aplicar el tratamiento enzimático durante 24 h y se observó (Fig. 15) que la viscosidad del lodo disminuye con la acción de la celulasa y la proteinasa, mientras que para la acción de la lipasa no se observó prácticamente reducción de la viscosidad. Esto parece indicar que tanto el material proteico extracelular, probablemente resultante de la lisis de las células en el lodo activo, como los polisacáridos, son sustancias muy presentes en la superficie del lodo y que tienen influencia en el comportamiento reológico de éste.

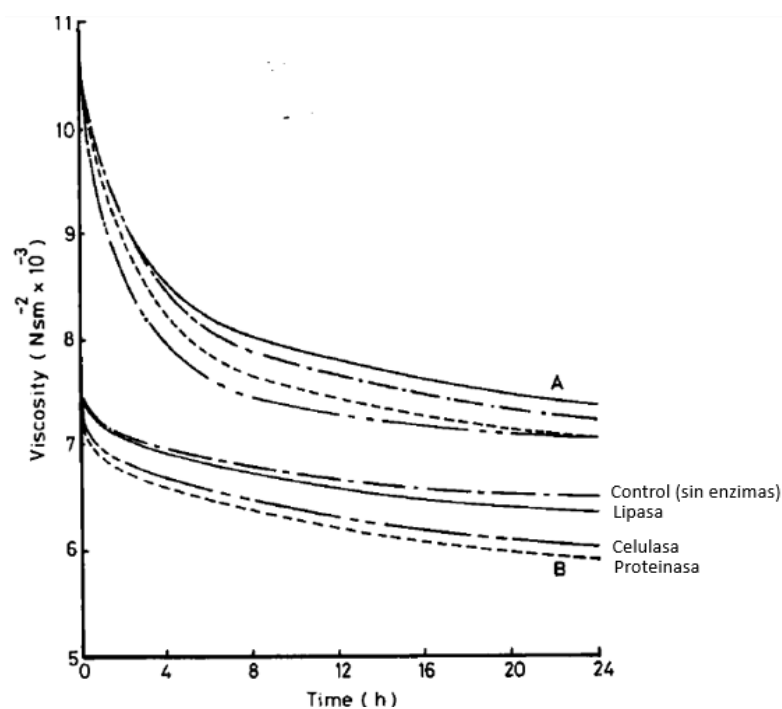


Figura 15. Efecto del tratamiento enzimático (24 h) sobre la viscosidad en un lodo activo de diferentes concentraciones. a) 19.2 g/L b) 18.5 g/L. (Forster, 1983)

Otros tipos de agentes de acondicionamiento del lodo que fueron estudiados son los polielectrolitos. Se cree que estas sustancias provocan la neutralización de cargas en las partículas que forman el lodo, mejorando la unión entre estas partículas y, en definitiva, mejorando los procesos de floculación y sedimentación, lo que significará un mejor drenaje del lodo. (Bolto y Gregory, 2007)

Al-Dawery y Reddy (2017) estudiaron los efectos del uso de un polielectrolito catiónico, como la poliacrilamida catiónica (CPAM), en el comportamiento reológico de muestras de lodo activo. Se prepararon seis disoluciones de CPAM de diferentes concentraciones (0.5-14 mg CPAM/ g TSS).

En primer lugar, se puede observar (Fig. 16) microscópicamente el efecto que causa la aplicación de CPAM en el lodo, provocando la unión de las partículas sólidas.

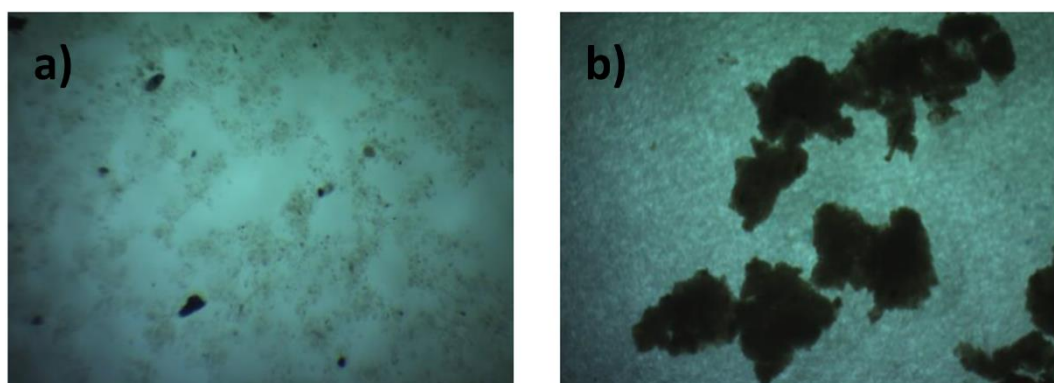


Figura 16. Imágenes microscópicas de muestras de lodo activo: a) sin condicionar; b) condicionado. (Al-Dawery y Reddy, 2017)

Se observa que el uso de CPAM como facilitador de unión y floculación entre las partículas del lodo tiene un efecto inmediato en la turbidez del lodo (Fig. 17a), ya que incluso a concentraciones bajas se aprecia una disminución importante en esta propiedad. Otra mejora que se observa es la disminución en el índice de volumen del lodo (SVI -*Sludge Volume Index*-) (Fig. 17b), a través de la reducción en la formación de partículas coloidales. Se aprecia también que la concentración adecuada de CPAM es de 4 mg/ g TSS, observándose una mejora del 50 % en las propiedades de sedimentación del lodo, mientras que para concentraciones mayores no se observa una mejora tan pronunciada.

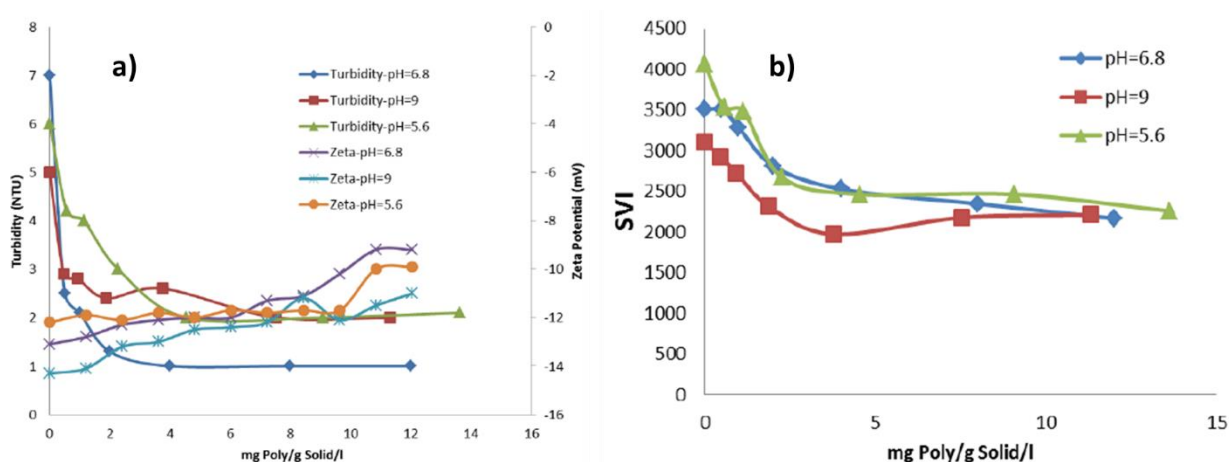


Figura 17. Evolución de propiedades reológicas del lodo activo en función de la concentración de CPAM: a) Turbidez; b) Índice de volumen del lodo. (Al-Dawery y Reddy, 2017)

### 4.3.2. Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es uno de los métodos más utilizados en el tratamiento de aguas residuales para conseguir la mayor reducción posible de volumen de lodo generado. De forma general, este es un proceso de fermentación que se divide en cuatro etapas principales: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. En primer lugar, los complejos poliméricos, como polisacáridos, proteínas o lípidos, son hidrolizados por enzimas extracelulares. Después, los monómeros producto de la hidrólisis son oxidados para producir ácidos grasos de cadena corta, alcoholes y amoníaco. Más tarde, estos compuestos se convierten en ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono y, por último, ocurre la metanogénesis, donde se reducen el dióxido de carbono y el ácido acético para producir gas metano (Hong et al., 2018).

La composición del lodo va cambiando dentro del tanque de digestión, y resulta difícil seguir y comprender su comportamiento reológico. Se realizaron estudios (Moeller y Torres, 1997) para observar el comportamiento de lodos digeridos anaeróbicamente, provenientes del tratamiento de aguas residuales urbanas, analizando la viscosidad y representándola gráficamente (Fig. 18) frente a la velocidad de deformación, en muestras tras 0 (lodo primario), 3, 5, 10, 13 y 17 días de digestión.

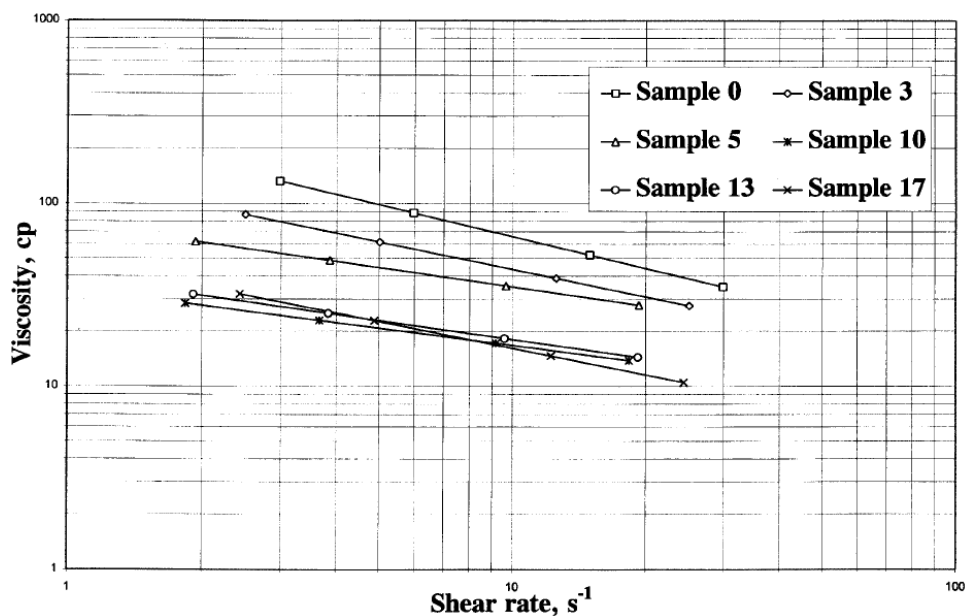


Figura 18. Evolución de la viscosidad en muestras de lodo digerido anaeróbicamente tras diferentes días de tratamiento. (Moeller y Torres, 1997)



Se aprecia que el valor más alto de viscosidad es para el lodo sin digerir (lodo primario), y que ésta va disminuyendo de manera importante hasta llegar al día 10 de tratamiento, donde marca su mínimo, y vuelve a subir muy ligeramente.

Monteiro (1997) también estudió las características reológicas del lodo cuando se somete a la digestión anaerobia, observando reducción tanto en la concentración de sólidos en el lodo a medida que iba aumentando la duración del proceso (Fig. 19a) como en los valores de viscosidad (Fig. 19b), mostrando que la digestión anaerobia tiene una gran influencia en la reología del lodo. Estos cambios reológicos se pueden explicar gracias a la transformación biológica que sufren los sólidos orgánicos, bien disueltos o coloidales, presentes en el lodo, mediante dos hipótesis propuestas:

- Estos sólidos se pueden considerar como macromoléculas disueltas en agua, y la digestión anaerobia provoca cambios en la reología de la fase líquida.
- Los sólidos se pueden considerar como una red particular constituida por las bacterias y las partículas sólidas, y cuando el proceso de digestión transforma estas redes, se causa un efecto en la estructura sólida del lodo.

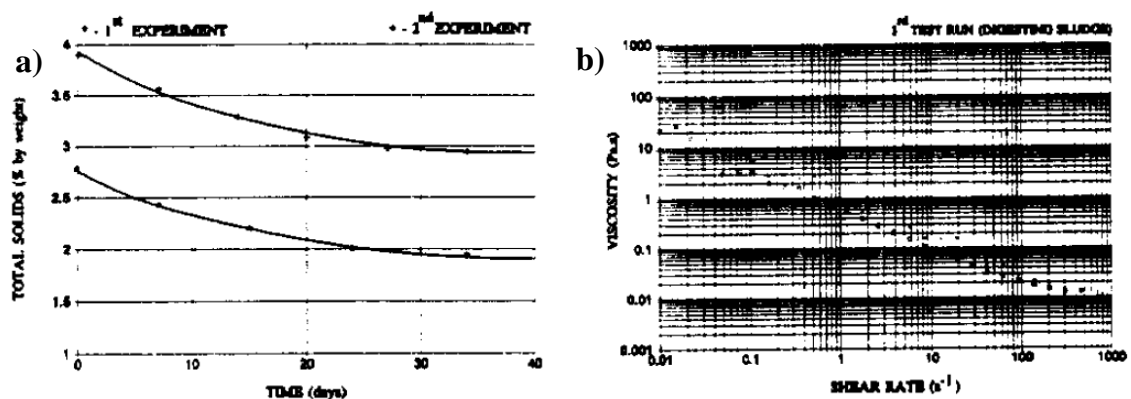


Figura 19. Evolución de parámetros reológicos del lodo con la digestión anaerobia: a) Concentración de sólidos; b) Viscosidad. (Monteiro, 1997)

Guibaud et al. (2004) también estudiaron la evolución de parámetros reológicos del lodo en función de la duración del tratamiento de digestión anaerobia llevado a cabo. En la Figura 20 se observa como la viscosidad específica ( $\eta$ ) aumenta con el aumento del contenido en sólidos del lodo, y que ya ha sido comentando con anterioridad. También se observa que la viscosidad decrece a medida que aumenta la duración de la digestión, ya que la fase sólida se va desintegrando y los flóculos que la forman se van haciendo cada vez más pequeños, por lo que la fase se hace cada vez menos viscosa.



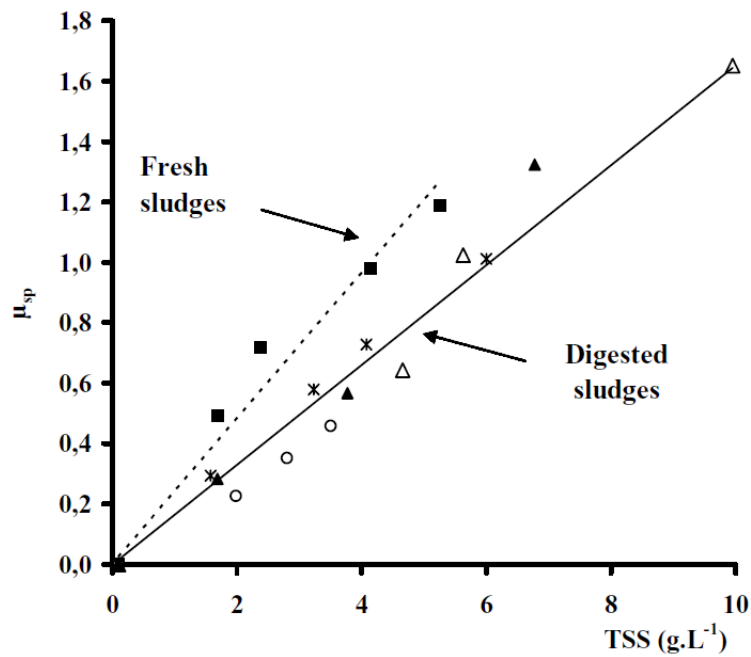


Figura 20. Evolución de la viscosidad específica en función del contenido en sólidos del lodo para distintos días de digestión anaerobia. (■) lodo fresco; (○) digestión 3 días; (▲) 9 días (x) 15 días; (Δ) 23 días. (Guibaud et al., 2004)

Se corresponden los resultados observados hasta este momento con los aportados también por Dieudé-Fauvel et al. (2014), que investigaron la evolución de las propiedades reológicas del lodo durante la digestión anaerobia, apreciando una disminución en la viscosidad a medida que aumentaba el tiempo de digestión (Fig. 21).

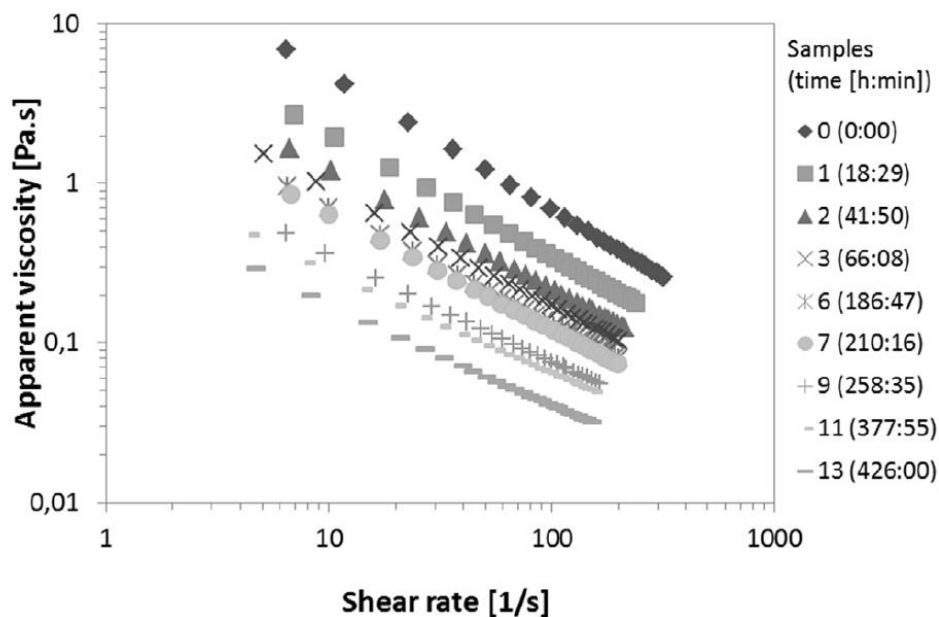


Figura 21. Evolución de la viscosidad en el lodo en función de la velocidad de deformación y a medida que aumenta el tiempo de digestión anaerobia. (Dieudé-Fauvel et al., 2014)

### 4.3.3. Coagulantes-floculantes

La coagulación se conoce generalmente como el proceso por el que los componentes de una suspensión son desestabilizados por la neutralización de sus cargas, que mantienen su estabilidad, mientras que la floculación se conoce como el proceso por el que las partículas desestabilizadas anteriormente en la coagulación se agregan para formar flóculos de mayor tamaño.

Dentro del proceso de fangos activos, se debe facilitar tanto la coagulación como la floculación de las partículas que forman el lodo, para conseguir una mejor fluidez y sedimentación, lo que influirá positivamente en el proceso global.

Los efectos del uso de sales de hierro, como  $\text{FeCl}_3$ , en lodos activos fueron estudiados por Rebosura et al. (2018); se observó que se mejoraba de manera notoria la sedimentación de los lodos activos en el proceso de tratamiento de las aguas residuales y el drenaje en los lodos digeridos de manera anaerobia.

Shrestha et al. (2019) también trataron de entender los cambios en las propiedades de los lodos activos a causa de la adición de sustancias como las sales de hierro. Se puede hablar de propiedades como el porcentaje de sólidos drenado, la distribución de los cationes y del tamaño de partícula o las propiedades reológicas, teniendo todas estas propiedades efecto en la sedimentación y el drenaje del lodo, que a su vez son de gran importancia dentro del proceso global de tratamiento de las aguas residuales. Este estudio se realizó de manera que hubo un reactor biológico secuencial (SBR) al que se le añadieron pequeños volúmenes de  $\text{FeCl}_3$ , y otro SBR sin  $\text{FeCl}_3$ , a modo de control.

Se observó, en primer lugar, un gran aumento en el porcentaje de sólidos que fueron drenados para la muestra de lodo a la que se le adicionó la sal de hierro (Fig. 22), lo que indujo a pensar que hay una relación directa entre el uso de coagulantes como  $\text{FeCl}_3$  y la mejora en los procesos de drenaje y sedimentación de lodos, a través del cambio en sus propiedades reológicas. A continuación, se observó una reducción considerable de la fuerza relativa de las redes que conforman el lodo para la muestra con sal de hierro (Fig. 23), lo que implica que el lodo tiene una resistencia menor al esfuerzo aplicado. En segundo lugar, se observó una gran disminución en la viscosidad para las muestras de lodo con sal de hierro (Fig. 24), lo que ya se conoce que implica una mejora en la fluidez del lodo y, por ende, una mejora en la floculación y sedimentación.

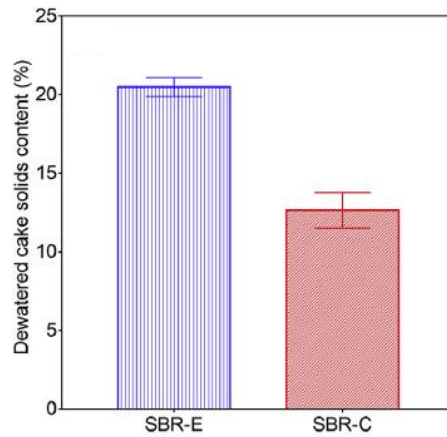


Figura 22. Diferencia en el porcentaje de sólidos drenado para una muestra de lodo con  $FeCl_3$  (SBR-E) y una muestra de lodo control (SBR-C). (Shrestha et al., 2019)

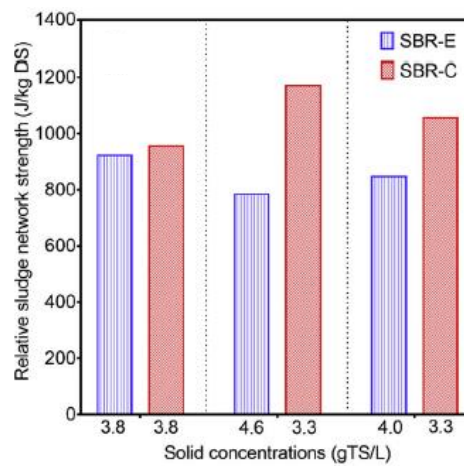


Figura 23. Diferencias en la fuerza relativa de red para una muestra de lodo con  $FeCl_3$  (SBR-E) y una muestra de lodo control (SBR-C) en función de diferentes concentraciones de sólidos. (Shrestha et al., 2019)

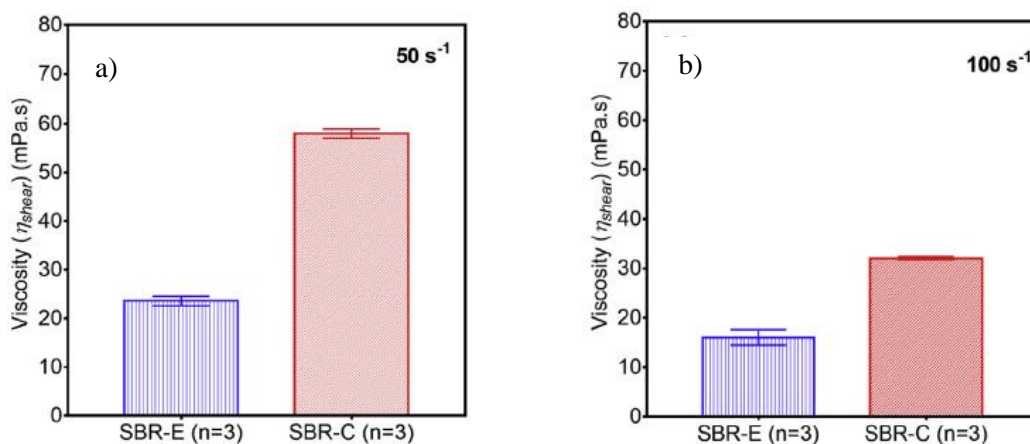


Figura 24. Diferencias en la viscosidad para la muestra con  $FeCl_3$  (SBR-E) y la muestra control (SBR-C) en función de dos velocidades diferentes de deformación: a)  $50 s^{-1}$  b)  $100 s^{-1}$ . (Shrestha et al., 2019)

También se observó un incremento en la distribución del tamaño de partícula (PSD), lo que indica la agregación de flocúlos pequeños en tamaños mayores. Este fenómeno puede ser debido a la capacidad de floculación de los iones  $Fe^{3+}$ , aumentando el tamaño de los sólidos sedimentables, y mejorando finalmente este proceso.

Kim et al. (2011) analizaron el efecto del uso combinado de otros tipos de coagulantes, como el sulfato de aluminio y un polímero catiónico de gran peso molecular (Clarifloc 3275, Polydyne), sobre lodos que habían sido tratados de por digestión anaerobia. El objeto de estudio fueron las propiedades de drenaje del lodo para averiguar en qué concentraciones son más útiles los coagulantes.

Se analizó el tiempo de succión capilar (CST -*Capillary Suction Time*-) para mezclas de varias concentraciones de ambos coagulantes, y se observó que el CST disminuía con el aumento en la concentración del polímero catiónico, pero aumentaba con la concentración del sulfato de aluminio (Fig. 25).

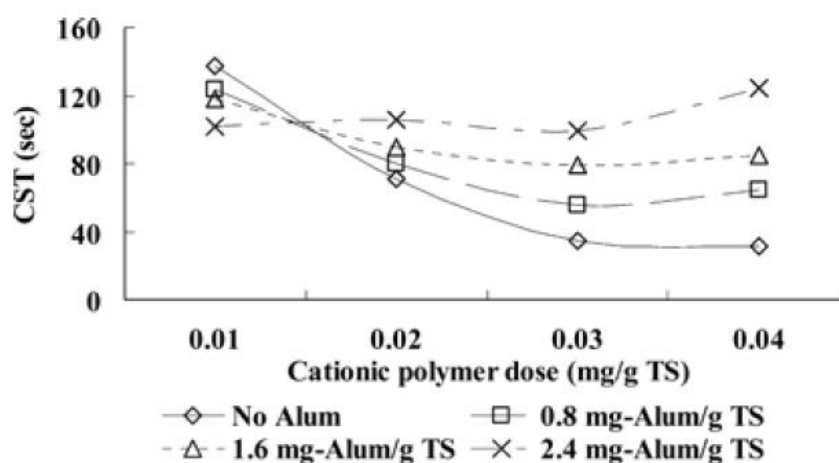


Figura 25. Evolución del CST en función de las concentraciones de polímero catiónico y sulfato de aluminio. (Kim et al., 2011)

Para el contenido en sólidos del lodo drenado, propiedad que define bien la eficacia del proceso de drenaje, se encontró que este contenido aumenta con el incremento en la concentración de polímero catiónico, mientras que a mayor concentración de sulfato de aluminio, el contenido aumenta sólo ligeramente (Fig. 26).

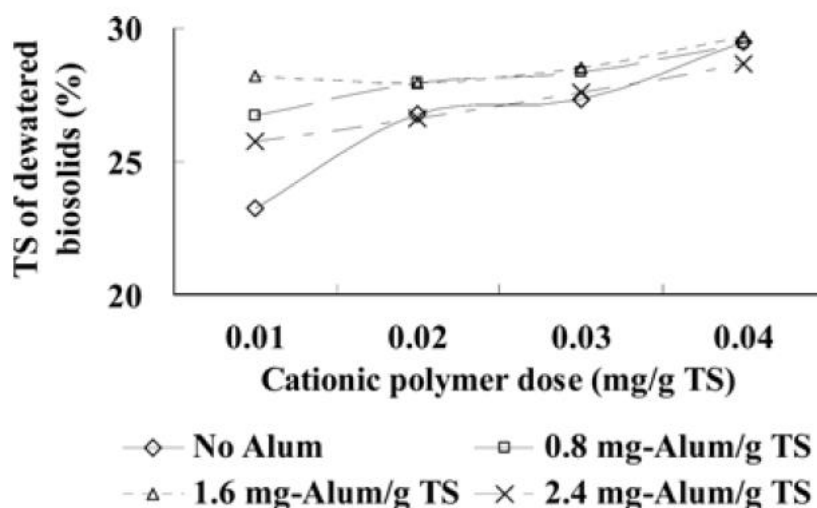


Figura 26. Evolución del contenido en sólidos del lodo drenado en función de las concentraciones de polímero catiónico y sulfato de aluminio. (Kim et al., 2011)

Se puede concluir de este estudio que para el proceso de drenaje del lodo, tiene un efecto más positivo el uso de polímeros catiónicos que sulfato de aluminio, pero este reduce la cantidad de compuestos volátiles sulfurosos, causantes de mal olor, por lo que se puede optimizar una mezcla de ambas sustancias beneficiosa para el proceso global.

#### 4.3.4. Pretratamientos de hidrólisis

Los lodos activos provenientes de aguas residuales suelen estar formados principalmente por microorganismos, lo que se traduce en una mayor dificultad en el proceso de digestión anaerobia del lodo para la obtención de biogás. Por ello es necesario aplicar diversos métodos de pretratamiento que ayuden a destruir las paredes celulares (lisis) y, con ello, liberar el contenido celular a la fase líquida de la suspensión de los lodos, mejorando así el proceso de digestión. Entre estos métodos, se encuentran, por ejemplo, los ultrasonidos, la hidrólisis térmica, o la hidrólisis alcalina. Para los ultrasonidos, se considera la ventaja del fenómeno de la cavitación, que es la formación de burbujas dentro del líquido, lo que facilita la lisis celular. En el caso de la hidrólisis térmica, se considera que facilita la descomposición de la estructura del lodo, lo que mejora la digestión de éste. En el caso de la hidrolisis alcalina, se considera que la base produce una saponificación de los lípidos en las células, lo que provoca la descomposición de éstas, mejorando la biodegradación de la materia orgánica. Se pueden utilizar bases como NaOH, KOH, Ca(OH)<sub>2</sub>, etc.

Ruiz-Hernando et al. (2014) analizaron y compararon los efectos de estos métodos de pretratamiento en el comportamiento reológico del lodo activo. Las caracterizaciones

reológicas se hicieron empleando siempre muestras de lodo activo de la misma concentración de sólidos (45.9 g/L), ya que este parámetro influye mucho en las propiedades reológicas. Las condiciones aplicadas a cada método fueron las siguientes:

- Para los ultrasonidos, se aplicaron tres energías específicas diferentes: 5.000, 11.000 y 27.000 kJ/kg sólidos totales
- Para la hidrólisis térmica, se aplicaron temperaturas de 70°C, a 10, 20 y 30 min, y de 80°C, a 10, 15 y 30 min.
- Para la hidrólisis básica, se utilizó NaOH, más barato y eficiente que otros agentes disponibles, en unas concentraciones de 35.3, 70.6 y 157 g NaOH/kg sólidos totales.

En una primera representación gráfica, del esfuerzo aplicado vs la velocidad de deformación (Fig. 27), se observa el comportamiento pseudoplástico de todas las muestras,

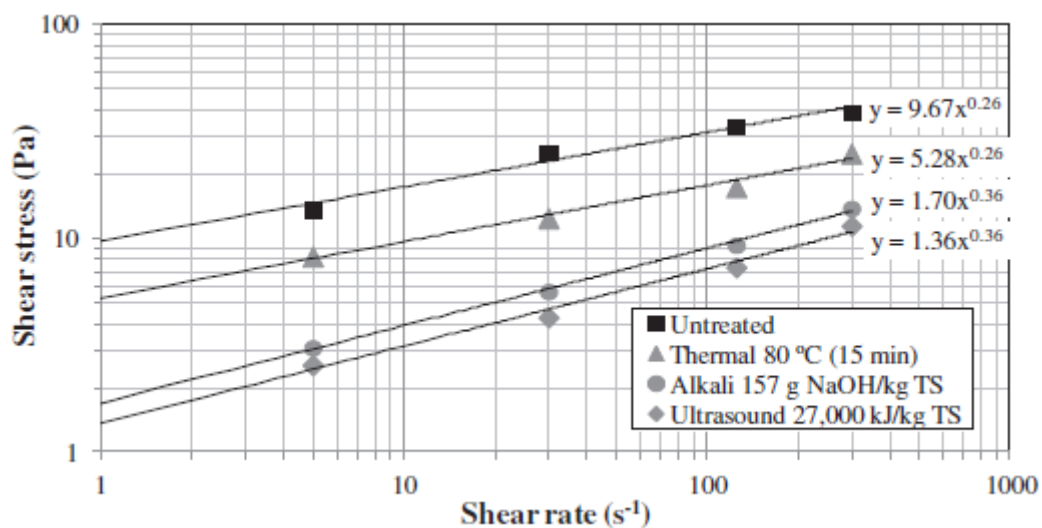


Figura 27. Evolución del esfuerzo cortante en función de la velocidad de deformación para el lodo pretratado y para el lodo no pretratado. (Ruiz-Hernando et al., 2014)

las tres pretratadas y una muestra control sin pretratar, ajustándose perfectamente al modelo de Ostwald-de-Waele (3).

A continuación, se midió la viscosidad de las muestras de lodo bajo cada tratamiento descrito anteriormente (Fig. 28), observando que, en comparación con la muestra control, la mayor disminución (63%) en la viscosidad se observa para el pretratamiento de ultrasonidos, aplicando la mayor energía específica (27.000 kJ/kg sólidos totales). Para el pretratamiento térmico, en las condiciones aplicadas en este estudio, se observa una reducción de la viscosidad del 35% con respecto a la muestra control, a los 10 minutos de calentar a 70°C, pero no se reduce prácticamente más con el paso de otros 20 minutos. En

el caso de la hidrólisis básica, para la concentración más baja (35.3 g NaOH/kg sólidos totales) se observa la menor reducción (33%) de todos los tratamientos, pero, a medida que se aumentó la concentración de NaOH, se llegó a un 65% de reducción de la viscosidad aparente con respecto a la muestra control.

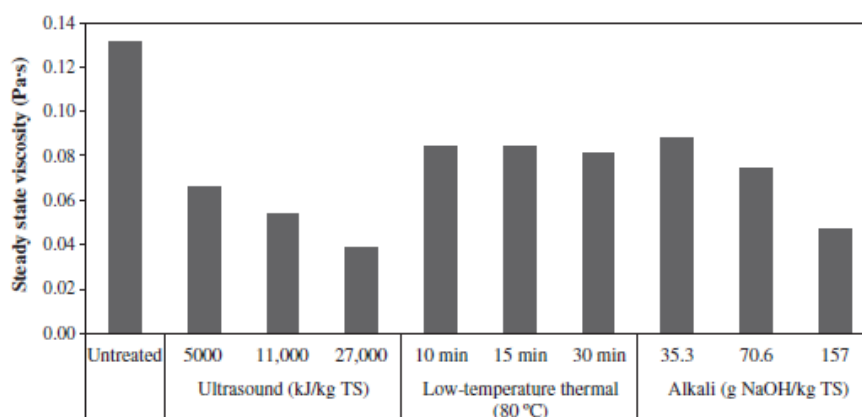


Figura 28. Evolución de la viscosidad en lodo activo con los distintos pretratamientos, y en todas las condiciones aplicadas a ellos, a una velocidad de deformación de  $300 \text{ s}^{-1}$ . (Ruiz-Hernando et al., 2014)

Los resultados sobre las propiedades reológicas de estos tres tratamientos están en concordancia con los vistos en otros estudios, como el de Ruiz-Hernando et al. (2013), en el que se aplican algunas condiciones similares al estudio visto anteriormente, pero en este caso el tratamiento térmico se lleva a cabo en condiciones más fuertes, lo que hace que la reducción en la viscosidad sea mayor (Fig. 29).

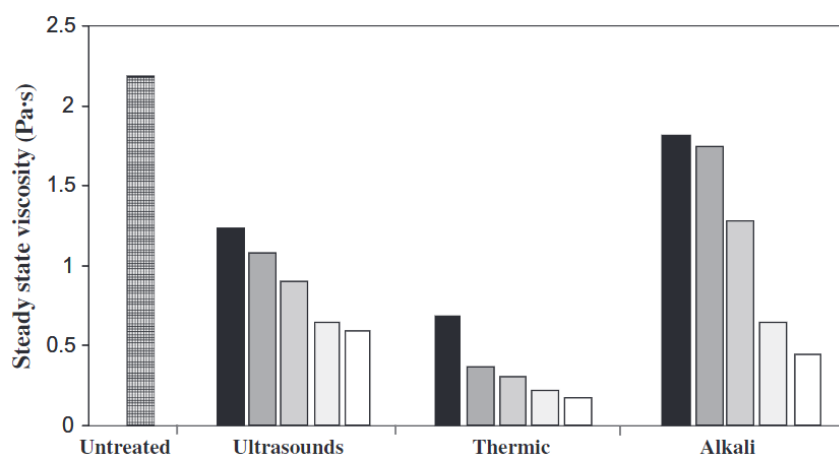


Figura 29. Evolución de la viscosidad de los pretratamientos del lodo en comparación con el lodo sin tratar. Ultrasonidos (3.000, 7.000, 17.000, 27.000 y 33.000 KJ/kg TS); Térmico (12.000, 15.000, 17.000, 20.000 y 22.000 KJ/kg TS); Básico (0.784, 7.84, 78.4, 157 y 235 g NaOH/kg TS). (Ruiz-Hernando et al., 2013)

Para Ruiz-Hernando et al. (2014), el tratamiento térmico a 80°C supone una disminución en la viscosidad del lodo en un primer momento, pero, a medida que va aumentando el tiempo la viscosidad, permanece constante para esa temperatura, por lo que se estudió el efecto de la hidrólisis térmica en tiempos y temperaturas superiores (Hii et al., 2017; Urrea et al., 2015). Se observa (Fig. 30) que, bajo condiciones como temperatura de 160°C o superiores, presión de 60 bar, y tiempos entre las 2-3 h de tratamiento, hay una disminución importante de la viscosidad aparente en el lodo.

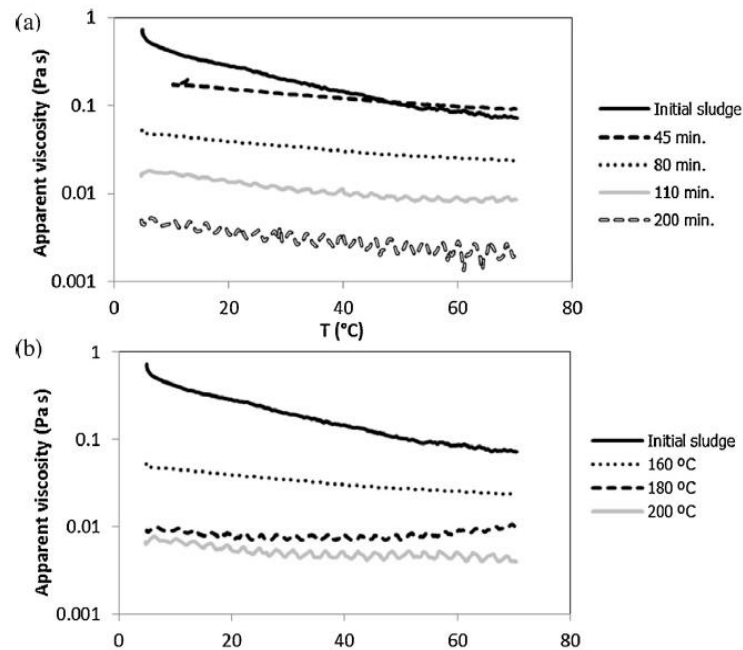


Figura 30. Evolución en la viscosidad aparente para el tratamiento de hidrólisis térmica a: a) 160°C y 60 bar; b) Diferentes temperaturas durante 80 min. (Urrea et al., 2015)

Bougrier et al. (2011) obtuvieron unos resultados similares para el análisis de la reología del lodo con el tratamiento térmico, observando una disminución de la viscosidad aplicando temperaturas de hasta 200°C, pero también observaron que a partir de una temperatura de 150°C, el valor de la viscosidad prácticamente se mantiene ya constante (Fig. 31).



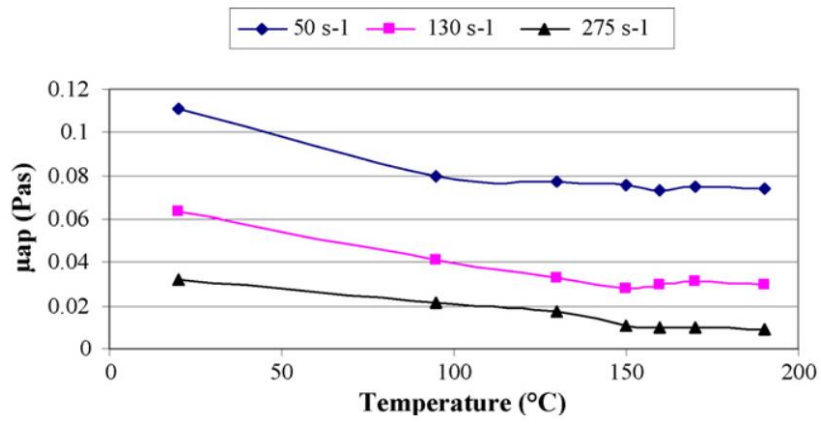


Figura 31. Evolución de la viscosidad para el tratamiento térmico del lodo en función de la temperatura y a distintas velocidades de deformación. (Bougrier et al., 2011)

## 4. CONCLUSIONES

En primer lugar, se pueden extraer varias conclusiones de las características reológicas de los lodos generados en los sistemas de tratamiento de aguas residuales, siendo la primera y más clara de todas que el lodo se comporta como un fluido no newtoniano y, más en concreto, como uno pseudoplástico. Existen una serie de modelos y ecuaciones que caracterizan de manera adecuada al lodo: Ostwald, Bingham, o Herschel-Bulkley.

A partir de la composición del lodo, se pueden extraer una serie de conclusiones:

- Se diferencia entre lodo primario y lodo secundario, presentando este último unos valores superiores de esfuerzo cortante y viscosidad, probablemente por una mayor fortaleza de sus uniones interparticulares (EPS).
- La concentración de sólidos en el lodo es un factor muy importante en su comportamiento reológico, incrementándose la viscosidad de manera exponencial con la concentración.
- La temperatura a la que se analizan las propiedades reológicas del lodo también influye, se observó que tanto la curva de flujo como la viscosidad se reducen con el aumento de temperatura.
- Se observó que para valores más bajos de pH, la viscosidad del lodo se reduce, lo que está relacionado con el punto isoeléctrico (pH 2-4) de las proteínas de las bacterias presentes en la superficie del lodo.

A raíz de los diversos tratamientos a los que se somete al lodo también se pueden extraer una serie de conclusiones:

- Se pueden utilizar agentes de acondicionamiento como enzimas, polielectrolitos o polímeros, que mejoran las propiedades reológicas de floculación y sedimentación, aunque se debe precisar las dosis adecuadas de estos agentes.
- El proceso de digestión anaerobia causa una reducción en el volumen de lodo, reduciendo la viscosidad, y siendo más positivos estos efectos con el aumento del tiempo de digestión.
- El uso de agentes coagulantes y floculantes, como pueden ser sales de hierro, de aluminio o polímeros catiónicos, causan una mejora en la fluidez del lodo, siendo beneficiosos para conseguir una mejor sedimentación y un mejor drenaje del lodo.
- Se estudió el efecto de varios tipos de pretratamientos del lodo, como la hidrólisis ultrasónica, térmica y básica, quedando demostrado que cualquiera de los tres

tratamientos consigue una mejora apreciable en la fluidez del lodo para su posterior procesamiento.

## 5. REFERENCIAS

- Al-Dawery, S. K., & Reddy, S. S. (2017). An experimental study on the rheological properties of conditioned municipal activated sludge. *Journal of Engineering Science and Technology*, 12(1), 138-154.
- Barbot, E., Seyssiecq, I., Roche, N., & Marrot, B. (2010). Inhibition of activated sludge respiration by sodium azide addition: Effect on rheology and oxygen transfer. *Chemical Engineering Journal*, 163(3), 230-235.
- Baroutian, S., Eshtiaghi, N., & Gapes, D. J. (2013). Rheology of a primary and secondary sewage sludge mixture: dependency on temperature and solid concentration. *Bioresource Technology*, 140, 227-233.
- Bhattacharya, S. N. (1981). Flow characteristics of primary and digested sewage sludge. *Rheologica Acta*, 20(3), 288-298.
- Bolto, B., & Gregory, J. (2007). Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water research*, 41(11), 2301-2324.
- Bougrier, C., Delgenès, J. P., & Carrère, H. (2008). Effects of thermal treatments on five different waste activated sludge samples solubilisation, physical properties and anaerobic digestion. *Chemical Engineering Journal*, 139(2), 236-244.
- Brennan, J. G., Butters, J., & Lilly, A. (1998). Las Operaciones de la Ingeniería de los Alimentos, Acribia. Zaragoza.
- Dieudé-Fauvel, E., Héritier, P., Chanet, M., Girault, R., Pastorelli, D., Guibelin, E., & Baudez, J. C. (2014). Modelling the rheological properties of sludge during anaerobic digestion in a batch reactor by using electrical measurements. *Water Research*, 51, 104-112.
- Forster, C. F. (1983). Bound water in sewage sludges and its relationship to sludge surfaces and sludge viscosities. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology. Biotechnology*, 33(1), 76-84.
- Gil, J. A., Krzeminski, P., Van Lier, J. B., Van Der Graaf, J. H. J. M., Wijffels, T., & Prats, D. (2011). Analysis of the filterability in industrial MBRs. Influence of activated sludge parameters and constituents on filterability. *Journal of Membrane Science*, 385, 96-109.
- Guibaud, G., Dollet, P., Tixier, N., Dagot, C., & Baudu, M. (2004). Characterisation of the evolution of activated sludges using rheological measurements. *Process Biochemistry*, 39(11), 1803-1810.

- Hammadi, L., Ponton, A., & Belhadri, M. (2011). Rheological study and valorization of waste sludge from wastewater treatment plants in the dredging operation of hydraulic dams. *Energy Procedia*, 6, 302-309.
- Hasar, H., Kinaci, C., Ünlü, A., Toğrul, H., & Ipek, U. (2004). Rheological properties of activated sludge in a sMBR. *Biochemical Engineering Journal*, 20(1), 1-6.
- Hii, K., Parthasarathy, R., Baroutian, S., Gapes, D. J., & Eshtiaghi, N. (2017). Rheological measurements as a tool for monitoring the performance of high pressure and high temperature treatment of sewage sludge. *Water research*, 114, 254-263.
- Hong, E., Yeneneh, A. M., Kayaalp, A., Sen, T. K., Ang, H. M., & Kayaalp, M. (2016). Rheological characteristics of municipal thickened excess activated sludge (TEAS): impacts of pH, temperature, solid concentration and polymer dose. *Research on Chemical Intermediates*, 42(8), 6567-6585.
- Hong, E., Yeneneh, A. M., Sen, T. K., Ang, H. M., & Kayaalp, A. (2018). A comprehensive review on rheological studies of sludge from various sections of municipal wastewater treatment plants for enhancement of process performance. *Advances in Colloid and Interface Science*, 257, 19-30.
- Kim, J., Park, C., & Novak, J. T. (2011). Combination of coagulating agents (aluminum sulfate and cationic polymer) for biosolids dewatering and its impact to odors. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 15(3), 447-451.
- Lee, C. H., & Liu, J. C. (2000). Enhanced sludge dewatering by dual polyelectrolytes conditioning. *Water Research*, 34(18), 4430-4436.
- Li, J., Yang, F., Li, Y., Wong, F. S., & Chua, H. C. (2008). Impact of biological constituents and properties of activated sludge on membrane fouling in a novel submerged membrane bioreactor. *Desalination*, 225(1-3), 356-365.
- Markis, F., Baudez, J. C., Parthasarathy, R., Slatter, P., & Eshtiaghi, N. (2014). Rheological characterisation of primary and secondary sludge: Impact of solids concentration. *Chemical Engineering Journal*, 253, 526-537.
- Mikkelsen, L. H. (2001). The shear sensitivity of activated sludge: relations to filterability, rheology and surface chemistry. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 182(1-3), 1-14.
- Mingfang, X. I. A., Zhiwei, W. A. N. G., Zhichao, W. U., Xinhua, W. A. N. G., Zhen, Z. H. O. U., & Jilai, L. U. (2009). Simulation and assessment of sludge concentration and rheology in the process of waste activated sludge treatment. *Journal of Environmental Sciences*, 21(12), 1639-1645.

- Moeller, G., & Torres, L. G. (1997). Rheological characterization of primary and secondary sludges treated by both aerobic and anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 61(3), 207-211.
- Monteiro, P. S. (1997). The influence of the anaerobic digestion process on the sewage sludges rheological behaviour. *Water Science and Technology*, 36(11), 61-67.
- Moreau, A. A., Ratkovich, N., Nopens, I., & van der Graaf, J. H. (2009). The (in) significance of apparent viscosity in full-scale municipal membrane bioreactors. *Journal of Membrane Science*, 340(1-2), 249-256.
- Neyens, E., Baeyens, J., & Dewil, R. (2004). Advanced sludge treatment affects extracellular polymeric substances to improve activated sludge dewatering. *Journal of hazardous materials*, 106(2-3), 83-92.
- Pevere, A., Guibaud, G., Van Hullebusch, E., Lens, P., & Baudu, M. (2006). Viscosity evolution of anaerobic granular sludge. *Biochemical Engineering Journal*, 27(3), 315-322.
- Ratkovich, N., Horn, W., Helmus, F. P., Rosenberger, S., Naessens, W., Nopens, I., & Bentzen, T. R. (2013). Activated sludge rheology: a critical review on data collection and modelling. *Water research*, 47(2), 463-482.
- Rebosura Jr, M., Salehin, S., Pikaar, I., Sun, X., Keller, J., Sharma, K., & Yuan, Z. (2018). A comprehensive laboratory assessment of the effects of sewer-dosed iron salts on wastewater treatment processes. *Water research*, 146, 109-117.
- Restrepo Gallego, M. (2006). Producción más limpia en la industria alimentaria.
- Rosenberger, S., Kubin, K., & Kraume, M. (2002). Rheology of activated sludge in membrane bioreactors. *Engineering in life sciences*, 2(9), 269-275.
- Ruiz-Hernando, M., Martín-Díaz, J., Labanda, J., Mata-Alvarez, J., Llorens, J., Lucena, F., & Astals, S. (2014). Effect of ultrasound, low-temperature thermal and alkali pre-treatments on waste activated sludge rheology, hygienization and methane potential. *Water research*, 61, 119-129.
- Ruiz-Hernando, M., Martinez-Elorza, G., Labanda, J., & Llorens, J. (2013). Dewaterability of sewage sludge by ultrasonic, thermal and chemical treatments. *Chemical Engineering Journal*, 230, 102-110.
- Sanin, D. F. (2002). Effect of solution physical chemistry on the rheological properties of activated sludge. *Water Sa*, 28(2), 207-212.

- Seyssiecq, I., Ferrasse, J. H., & Roche, N. (2003). State-of-the-art: rheological characterisation of wastewater treatment sludge. *Biochemical Engineering Journal*, *16*(1), 41-56.
- Shrestha, S., Sharma, K., Chen, Z., & Yuan, Z. (2019). Unravelling the influences of sewer-dosed iron salts on activated sludge properties with implications on settleability, dewaterability and sludge rheology. *Water research*, *167*, 115089.
- Sorensen, P. B., Christensen, J. R., & Bruus, J. H. (1995). Effect of small scale solids migration in filter cakes during filtration of wastewater solids suspensions. *Water Environment Research*, *67*(1), 25-32.
- Tchobanoglous, G., & Burton, F. L. (1998). *Ingeniería de aguas residuales: tratamiento, vertido y reutilización* (No. P01 84). McGraw-Hill/Interamericana.
- Tixier, N., Guibaud, G., & Baudu, M. (2003). Determination of some rheological parameters for the characterization of activated sludge. *Bioresource Technology*, *90*(2), 215-220.
- Urrea, J. L., Collado, S., Laca, A., & Díaz, M. (2015). Rheological behaviour of activated sludge treated by thermal hydrolysis. *Journal of Water Process Engineering*, *5*, 153-159.
- Wang, H. F., Ma, Y. J., Wang, H. J., Hu, H., Yang, H. Y., & Zeng, R. J. (2017). Applying rheological analysis to better understand the mechanism of acid conditioning on activated sludge dewatering. *Water research*, *122*, 398-406.
- Yen, P. S., Chen, L. C., Chien, C. Y., Wu, R. M., & Lee, D. J. (2002). Network strength and dewaterability of flocculated activated sludge. *Water Research*, *36*(3), 539-550.
- Zhao, W. T., Huang, X., Lee, D. J., Wang, X. H., & Shen, Y. X. (2009). Use of submerged anaerobic–anoxic–oxic membrane bioreactor to treat highly toxic coke wastewater with complete sludge retention. *Journal of Membrane Science*, *330*(1-2), 57-64.