



**DESARROLLO DE UN SUSTRATO SINTÉTICO QUE SIMULA AGUA RESIDUAL
DOMÉSTICA PARA FINES DE INVESTIGACIÓN**

**Proyecto de grado para optar por el título de
Ingeniero(a) Sanitario(a) y Ambiental**

Autores

**GINA MABEL MARTÍNEZ DEUSA
CÉSAR ARTURO PASCICHANÁ HERNÁNDEZ**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2019**



DESARROLLO DE UN SUSTRATO SINTÉTICO QUE SIMULA AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA PARA FINES DE INVESTIGACIÓN

**Proyecto de grado para optar por el título de
Ingeniero(a) Sanitario(a) y Ambiental**

Autores

**GINA MABEL MARTÍNEZ DEUSA
CÉSAR ARTURO PASCICHANÁ HERNÁNDEZ**

Directora:

**Jenny Alexandra Rodríguez Victoria
Ing. Sanitaria, MSc., PhD.**

Codirectora:

**Dayana Katherine Grisales Penagos
Ingeniera Civil**

**UNIVERSIDAD DEL VALLE
FACULTAD DE INGENIERÍA
ESCUELA DE INGENIERÍA DE RECURSOS NATURALES Y DEL AMBIENTE
INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL
SANTIAGO DE CALI
2019**

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	8
INTRODUCCIÓN	9
1. OBJETIVOS	12
1.1. Objetivo general	12
1.2. Objetivos específicos	12
2. MARCO REFERENCIAL	13
2.1 Agua residual doméstica (ARD)	13
2.1.1 Origen de los constituyentes del agua residual doméstica	19
2.1.2 Características del agua residual doméstica	19
2.1.3 Biodegradabilidad del agua residual	23
2.2 Agua residual sintética	27
3. METODOLOGÍA	31
3.1 Definición del protocolo de elaboración del sustrato sintético	31
3.1.1 Caracterización del AR de la PTAR-C: Definición de parámetros y estudio estadístico	32
3.1.2 Composición del ARD	33
3.2 Validación del protocolo de elaboración del sustrato sintético	34
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36
4.1 Características del AR afluente a la PTAR Cañaveralejo	36
4.2 Composición del ARD	45
4.2.1 Caracterización de ARD de la PTAR-C en términos de Carbohidratos, Grasas y Aceites y DQO	46
4.2.2 Fraccionamiento de la DQO	50
4.3 Componentes del sustrato y cantidades	62
4.3.1 Definición de componentes del sustrato sintético	63
4.3.2 Soluciones: cantidades y mezcla	67
4.4 Validación del sustrato sintético	77
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	87
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88
ANEXOS	97

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Valores porcentuales de principales compuestos orgánicos del AR	15
Tabla 2. Composición orgánica del AR en términos de Demanda Química de Oxígeno	16
Tabla 3. Valor porcentual de carbohidratos mono, di y polisacáridos en el agua residual	17
Tabla 4. Parámetros de calidad del AR	19
Tabla 5. Concentraciones típicas de los principales constituyentes del AR.....	21
Tabla 6. Caracterización de ARD en zonas de Colombia	23
Tabla 7. Biodegradabilidad del AR doméstica	24
Tabla 8. Pruebas de BD Normalizadas por la OCDE y su correspondencia con otras pruebas	26
Tabla 9. Composición de sustratos sintéticos utilizados para simular características de AR.....	28
Tabla 10. Rangos establecidos para parámetros fisicoquímicos del AR	44
Tabla 11. Criterio para clasificar el agua residual según su concentración	44
Tabla 12. Caracterización puntual de carbohidratos, G y A y DQO del AR de la PTAR-C.....	47
Tabla 13. Diluciones de sacarosa para curva de relación DQO y carbohidratos	47
Tabla 14. Diluciones de G y A para curva de relación DQO y grasas y aceites	49
Tabla 15. Caracterización: AR y etilenglicol	51
Tabla 16. Caracterización lodo activo	51
Tabla 17. Soluciones stock para preparación de medio de nutrientes minerales	53
Tabla 18. Volumen de lodo, solución de nutrientes y sustancia de prueba	53
Tabla 19. Contenido de SSV y DQO inicial en cada reactor	54
Tabla 20. Composición orgánica del AR de la PTAR-C.....	61
Tabla 21. Fraccionamiento de la MO en varias ciudades del mundo	62
Tabla 22. <i>Composición de sustratos sintéticos utilizados por varios autores</i>	64
Tabla 23. <i>Compuestos orgánicos e inorgánicos para el desarrollo del sustrato sintético</i>	64
Tabla 24. Descripción de compuestos de soluciones inorgánicas	65
Tabla 25. Características de las soluciones orgánicas para la mezcla del sustrato.....	68
Tabla 26. Soluciones de cloruro de amonio y ácido fosfórico.....	70
Tabla 27. Soluciones de cloruro de amonio y ácido fosfórico.....	71
Tabla 28. Soluciones de sales minerales (macronutrientes)	71
Tabla 29. Cantidad de reactivo para solución de micronutrientes	72
Tabla 30. Volúmenes de soluciones orgánicas para preparar el sustrato sintético.....	73
Tabla 31. Volumen de soluciones de cloruro de amonio y ácido fosfórico en el sustrato sintético	74
Tabla 32. Caracterización fisicoquímica del sustrato sintético.....	76
Tabla 33. Caracterización: AR PTAR-C, sustrato sintético y etilenglicol.....	78
Tabla 34. Caracterización del lodo activo para validación	78
Tabla 35. Volumen de componentes en reactores para prueba de validación.....	78
Tabla 36. Contenido de sólidos y DQO inicial en cada reactor: validación	78

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Composición aproximada del agua residual doméstica.....	13
Figura 2. Fracciones de la materia orgánica del AR municipal	27
Figura 3. Actividades del proceso de desarrollo del sustrato sintético	31
Figura 4. Concentración de la DQO y DBO ₅ del ARD en función de la precipitación	37
Figura 5. Diagrama de cajas y bigotes y test de normalidad de Anderson-Darling: DQO.....	38
Figura 6. Diagrama de cajas y test de normalidad de Anderson-Darling: DBO ₅	39
Figura 7. Diagrama de cajas y test de normalidad de Anderson-Darling: SST.....	39
Figura 8. Test de Normalidad realizado en Minitab 17 al conjunto de datos de DBO ₅ y SST	40
Figura 9. Distribución estadística de la relación DBO ₅ DQO del afluente de la PTAR-C.....	41
Figura 10. Estadística descriptiva realizada al conjunto de datos de Ortofosfatos	42
Figura 11. Estadística descriptiva realizada al conjunto de datos de nitrógeno amoniacal	42
Figura 12. pH afluente PTAR-C	43
Figura 13. Alcalinidad total del AR afluente a la PTAR-C	43
Figura 14. Diagrama de procesos: composición química del AR de la PTAR-C	45
Figura 15. Definición de la composición porcentual de fracción orgánica del afluente de la PTAR-C	46
Figura 16. Relación carbohidratos: DQO.....	48
Figura 17. Relación G y A en solución orgánica de lípidos	49
Figura 18. Relación grasas y aceites:DQO.....	50
Figura 19. Reactores para el montaje del ensayo de biodegradabilidad del AR real	52
Figura 20. Lavado del lodo activo.....	52
Figura 21. Distribución estadística del pH en los reactores.....	54
Figura 22. Distribución estadística del OD en los reactores	55
Figura 23. Distribución estadística de la temperatura ambiente y al interior de los reactores	56
Figura 24. Reducción de DQO Test y Blanco: prueba Zahn Wellens	57
Figura 25. DQO filtrada del TEST.....	58
Figura 26. Porcentaje de biodegradabilidad AR PTAR-C.....	59
Figura 27. Porcentaje de biodegradabilidad Control: prueba Zahn Wellens	60
Figura 28. Actividades de preparación del sustrato.....	63
Figura 29. Soluciones de la fracción orgánica.....	68
Figura 30. Ionización del amoníaco y pH	69
Figura 31. Diagrama de disociación de ácido fosfórico	70
Figura 32. Determinación de volúmenes de fracción orgánica para el sustrato sintético.....	73
Figura 33. Equipo para preparación del sustrato sintético	75
Figura 34. Reactores para montaje de validación del protocolo: prueba Zahn Wellens	77
Figura 35. Distribución estadística del pH en los reactores – Prueba de validación.....	79
Figura 36. Distribución estadística del OD en los reactores – Prueba de validación.....	80
Figura 37. Distribución estadística de la temperatura al interior de los reactores.....	81
Figura 38. Reducción de DQO en reactores de Prueba de Validación	82
Figura 39. Porcentaje de reducción de materia orgánica en reactores	83
Figura 40. DQO filtrada Test 1 y Test 2	84
Figura 41. Porcentaje de biodegradabilidad Control – Ensayo de validación	85
Figura 42. Porcentaje de biodegradabilidad AR PTAR-C y Sustrato sintético.....	86



LISTA DE ANEXOS

Anexo 1 Rango intercuartílico de la variable DQO durante los años 2012 a 2017	97
Anexo 2 Rango intercuartílico de la variable DQO durante los años 2012, 2013, 2016 y 2017	97
Anexo 3 Rango intercuartílico de la variable DBO ₅ durante los años 2012, 2013, 2016 y 2017	98
Anexo 4 Rango intercuartílico de la variable SST durante los años 2012, 2013, 2016 y 2017	98



AGRADECIMIENTOS

A la Doctora Jenny Rodríguez por darnos la oportunidad de trabajar en este proyecto, por su acompañamiento, orientación, disposición y consejos para el desarrollo y culminación de nuestro trabajo de grado.

A la Ing. Dayana Grisales por su acompañamiento, orientación y apoyo.

A la Ing. Luz Helena Mora por abrirnos las puertas de la PTAR-Cañaveralejo para poder desarrollar aspectos claves de la etapa experimental. También, a Hernán Manjarres Pérez quien nos brindó una colaboración oportuna en gestión de ingresos a la PTAR-C y toma de muestras.

A Angélica Varón, gestora de proyectos en la Línea Bio y nanotecnología del SENA, por permitirnos realizar pruebas experimentales gratuitas en el laboratorio.

A los compañeros laboratoristas por su disposición y apoyo durante la fase experimental.

A nuestros compañeros de pregrado por su apoyo, motivación y por los gratos momentos compartidos durante la carrera.

A mi familia por su amor y apoyo incondicional, por ser la mejor voz de aliento en los momentos difíciles. Gracias a mis hermanos, Julio Andrés y Sammy Johao, por ayudarme a ser mejor, por motivarme con su ejemplo de grandes seres humanos y profesionales. Gracias a mis padres, Julio y Mabel, por guiarme y protegerme siempre. Los amo.

Gina.

Gracias a Dios por permitirme obtener este nuevo logro, por ser fuente de iluminación y guía en los momentos más difíciles. A mis padres Alba Lucy Hernández y Arturo Pascichaná, por el inmenso apoyo que siempre me han brindado en mi proceso de formación académica y personal. A mi hermano Edwin Villarreal, por el hospedaje y acompañamiento brindado durante toda la carrera y ser ese consejero y amigo, que da sin esperar algo a cambio. A mis hermanos Yuri Marcela y Óscar Hernán por siempre tener confianza y fe en mí. A mis abuelos, por el apoyo incondicional.

César.

Este nuevo logro es en gran parte gracias a todos ustedes. Hemos concluido con éxito un proyecto muy interesante y que, seguramente, dará grandes aportes a la investigación.



RESUMEN

El estudio de agua residual doméstica (ARD) a escala de laboratorio ha presentado dificultades en la evaluación de tecnologías y eliminación de contaminantes debido a la variabilidad de sus características, degradación y presencia de microorganismos patógenos. Por esta razón, en materia de investigación es importante desarrollar sustratos sintéticos que presenten una composición fisicoquímica similar a la del agua residual a tratar para que haya un mejor entendimiento sobre los procesos bioquímicos que ocurren en los tratamientos biológicos (Torres *et al.*, 1996).

Con este proyecto investigativo de modalidad teórico-práctica, se desarrolló un sustrato sintético que simuló en su mayor parte las características fisicoquímicas del afluente de la Planta de Tratamiento de Agua Residual - Cañaveralejo (PTAR-C), localizada en la ciudad de Santiago de Cali. Se tomaron como referencia para esta investigación, las bases de datos correspondientes a las caracterizaciones realizadas, durante los años 2016 y 2017, por la Administración de la planta.

El estudio del sustrato se desarrolló en 2 etapas sucesivas. En la primera etapa se definió el protocolo de elaboración, para lo cual se hizo en primera instancia el estudio estadístico de las variables DQO (demanda química de Oxígeno), DBO₅ (demanda bioquímica de Oxígeno), SST (sólidos suspendidos totales), Nitrógeno amoniacal, Fósforo en forma de Ortofosfatos, pH y temperatura, esto con el fin de obtener los rangos típicos de variación del afluente de la PTAR-C; paralelo al estudio estadístico, se realizó un análisis de diversas investigaciones que consideraron el desarrollo de un sustrato sintético para simular ARD, con el objetivo de identificar los compuestos utilizados y la fracción orgánica e inorgánica.

La segunda etapa, dio lugar a la validación del sustrato sintético mediante ensayos de biodegradabilidad (BD) aplicados de manera simultánea tanto al ARD-sintética como al ARD-real, para establecer un análisis comparativo que permitió verificar el comportamiento de reducción de la DQO por vía aerobia. Se aplicó el ensayo de biodegradabilidad intrínseca Zahn Wellens 302B normalizado por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE).

Analizando comparativamente las características de DQO, DBO₅, Nitrógeno amoniacal y fósforo, medidos en el agua residual sintética con los datos del agua residual de la PTAR-C, y la dinámica de degradación mostrada, en la que se obtuvo 79,07 % de biodegradabilidad para el agua sintética frente a un 81,52% del agua real, se puede afirmar que el sustrato sintético simuló las características medias del agua residual real; confirmando así la confiabilidad del sustrato sintético para ser utilizado como instrumento en investigación.

Palabras Clave: Agua residual doméstica; sustrato sintético; biodegradabilidad

INTRODUCCIÓN

Gran parte de las actividades humanas generan residuos líquidos, por lo cual la producción de agua residual (doméstica, agropecuaria, industrial, etc.) es un resultado inherente de las actividades ligadas a la supervivencia y condición humana (Henze *et al.*, 2008). Así mismo, el manejo inadecuado de estos residuos se ha convertido en una variable de especial cuidado puesto que, con el surgimiento de nuevas urbanizaciones y su crecimiento, se ha acentuado el problema relacionando factores como el agotamiento y contaminación de los recursos agua, aire y suelo por el vertimiento de los residuos en zonas con poca o sin ningún tipo de planeación urbanística y territorial (Troschinetz y Mihelcic, 2009).

De acuerdo con Pal *et al.* (2010), la rápida urbanización y la frecuente disposición de agua residual a los cuerpos de agua superficial provocan gran contaminación de las fuentes de agua dulce con contaminantes emergentes, tales como productos farmacéuticos, insecticidas, tensoactivos, disruptores endocrinos, incluyendo hormonas. Aunque estos contaminantes orgánicos pueden estar presentes en leves concentraciones, sus efectos adversos sobre la vida acuática, los animales e incluso los seres humanos son una preocupación creciente. Por todo esto, Pierce y Turner (1990) refieren que en consecuencia a los aspectos mencionados, estos se traducen en pérdida de valor económico del recurso, del ambiente y la consecuente minimización en el bienestar de las poblaciones ubicadas aguas abajo de las descargas.

Lo anterior conlleva a una necesidad ineludible en el tratamiento y en el reuso del agua residual; sin embargo, aún con la existencia de tecnologías que permiten alcanzar un nivel de calidad de agua aceptable para cualquier uso en el que se piense destinar (Seguí, 2004), el 80% del agua residual que se genera en los ciclos urbanos globales tanto domésticos como industriales, regresan nuevamente al medio natural sin ser tratados o reusados; análogamente, cerca de 1,8 millones de personas toman agua de fuentes contaminadas con heces, lo que las coloca en riesgo de contraer enfermedades como el cólera y el polio (WWAP, 2017). En América latina, solo alrededor del 30% del agua residual es tratada (Yee-Batista, 2013). En consonancia con esto, Colombia aún no consigue tratar el agua residual que genera cerca del 70% de los municipios, una problemática ambiental que para algunos sectores aún está lejos de superarse (WWAP, 2017).

Lo dicho hasta aquí manifiesta que el agua residual doméstica no tratada causa grandes daños al ambiente y a la salud humana. Su tratamiento debe responder a dos necesidades fundamentales (Mara, 2004): la primera, centrada en reducir la transmisión de enfermedades relacionadas con las excretas y, la segunda, en minimizar la contaminación del agua y el consiguiente daño a la biota acuática.

Lo anterior conlleva a una necesidad de generar un programa centrado en dos ejes: (1) mejoramiento de los sistemas de tratamiento existentes y, (2) ampliación de la cobertura de tratamiento; ambos ejes deben ir de la mano de la investigación, centrados en la variabilidad de los constituyentes específicos del AR y el efecto que estos pueden tener en el tratamiento (Henze *et al.*, 2002).

Para lograr y mantener la eficacia de los sistemas de tratamiento es necesario estudiar la variabilidad de los constituyentes e identificar el efecto que pueden tener en el agua residual, dado que estos provienen de diversas fuentes producto de las actividades básicas cotidianas (Henze *et al.*, 2008). Dentro de los efectos que pueden generar, se encuentra la reducción de la velocidad de transformación de los contaminantes o su inhibición como resultado de la presencia de elementos resistentes a los procesos de tratamiento (Ronzano y Dapena, 1995).

Aunque la composición del agua residual doméstica no representa una variabilidad significativa, la cantidad y la calidad del agua residual están determinadas por muchas variables. No todos los seres humanos producen la misma cantidad de residuos líquidos (esto está influenciado por el comportamiento de las poblaciones: estilo de vida y nivel socioeconómico, así como el marco jurídico por el cual están rodeadas), de ahí que la concentración se vea afectada de un lugar a otro y, además, presente modificaciones en el tiempo debido a las variaciones en las cantidades de las sustancias descargadas; la composición con concentraciones altas representa casos de bajo consumo de agua, mientras que en horarios en que el consumo de agua es alto la concentración es representativamente menor (Henze *et al.*, 2008).

El estudio de la composición del agua residual doméstica y las variaciones de sus constituyentes son un propósito significativo en materia de investigación, que puede dar lugar a un mejor control y optimización de procesos de tratamiento existentes, así como al desarrollo de nuevos procesos (Henze *et al.*, 2002). Esto es porque la relación entre los diferentes componentes del agua residual influye notoriamente en la selección y el funcionamiento de los procesos de tratamiento, pues las variaciones son importantes para su diseño, operación y control. Adicionalmente, es fundamental tener en cuenta que el muestreo del agua residual es un desafío debido a las variaciones en las contracciones del flujo y sus componentes; por ejemplo, en el caso del nitrógeno amoniacal presente en el ARD, cuya fuente principal es la orina, suele mostrar un efecto diurno tendiendo a disminuir su concentración en las horas de la noche (Henze *et al.*, 2008).

La presencia en el agua residual de detergentes, materia orgánica refractaria (aquella que tiende a resistir los métodos convencionales de tratamiento, ejemplos típicos son los agentes tensoactivos, los fenoles y los pesticidas agrícolas), metales pesados, nutrientes, entre otros, ha forzado a mejorar la eficiencia de los sistemas de tratamiento de agua residual (Da Cámara *et al.*, 2014), lo cual demanda una mayor complejidad y, posiblemente, mayores costos asociados (Henze *et al.*, 2008). Para ello, se han realizado modificaciones hidráulicas y modelaciones matemáticas en las plantas de tratamiento que facilitan el diseño y optimización de los procesos de reducción de los constituyentes, permitiendo simular la mayoría de procesos físicos, químicos y biológicos (Navarro, 2016).

Debido a las dificultades que representa estudiar el agua residual doméstica (ARD), por la variabilidad de sus constituyentes y presencia de patógenos, se han realizado diversos estudios utilizando sustratos sintéticos que permiten variar las características del AR de acuerdo con las necesidades de investigación. Estos sustratos posibilitan la optimización de procesos existentes, con miras a contemplar el reuso del agua residual, que en la actualidad cobra un papel de gran importancia, ya que además de solucionar el problema de contaminación, permitiría aumentar la

disponibilidad del recurso sin necesidad de seguir explotando las fuentes convencionales para el suministro de agua (Seguí, 2004).

En efecto, en el presente estudio se desarrolló un sustrato sintético que simula agua residual doméstica, para que pueda ser utilizada como un instrumento en investigación que permita comprender de una manera más profunda, los efectos de las variaciones de sus constituyentes sobre el rendimiento de las tecnologías de tratamiento. En el presente documento se expone la metodología para el desarrollo de un sustrato sintético que está orientado a la simulación de las principales características del afluente de la PTAR Cañaveralejo. Así mismo, se presenta la validación del AR sintética mediante ensayos de biodegradabilidad para mostrar el grado de reproducibilidad con respecto al AR de la PTAR-C.

1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo general

Desarrollar un sustrato sintético que simule las características del ARD para que pueda ser utilizada como un instrumento en investigación

1.2. Objetivos específicos

- ✓ Definir el protocolo para la elaboración del sustrato sintético
- ✓ Validar el protocolo para la elaboración del agua residual doméstica sintética

2. MARCO REFERENCIAL

2.1 Agua residual doméstica (ARD)

El término *agua residual doméstica* se refiere a residuos líquidos de residencias, instituciones y edificios comerciales, que contienen principalmente residuos orgánicos de cocina, baños y lavaderos.

El ARD, está compuesta por un 99,9% de agua y un 0,1% de sólidos (Tebbutt, 1998), de los cuales el 70% son orgánicos y el 30% son inorgánicos como arenas, sales y metales (Pescod, 1992; Henze y Ledin, 2001); siendo este 0,1% el que debe ser sometido a tratamiento en una planta de tratamiento de agua residual (PTAR).

Según Metcalf y Eddy (2003) el agua residual doméstica contiene material orgánico e inorgánico (suspendido y disuelto) que, de acuerdo con el tipo de constituyente, se clasifican en: i) Convencionales (sólidos suspendidos y coloidales, materia orgánica carbonácea, nutrientes y microorganismos patógenos); ii) No convencionales (orgánicos refractarios, orgánicos volátiles, surfactantes, metales, sólidos disueltos) y iii) Emergentes (medicinas, detergentes sintéticos, antibióticos veterinarios y humanos, hormonas y esteroides). Los no convencionales y emergentes pueden encontrarse en el ARD debido al predominio de sistemas de alcantarillado combinado y ante todo, a la potencial mezcla con agua residual industrial. En la Figura 1 se muestra una composición aproximada.

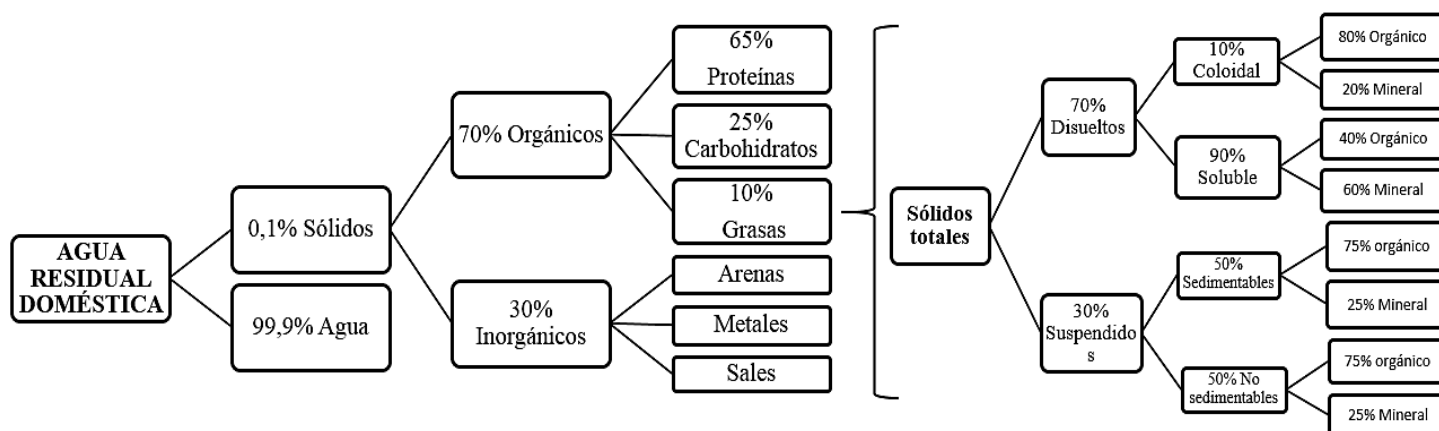


Figura 1. Composición aproximada del agua residual doméstica
Fuente: Adaptado de Pescod, (1992) y Henze y Ledin (2001)

El material sólido presente físicamente en el ARD es una mezcla de heces, partículas de alimentos, papel higiénico, grasa, aceite, jabón, sales, metales, detergentes y arenas. Los metales, y compuestos químicos como nitrógeno, fósforo, azufre, cloruros, compuestos tóxicos, etc. constituyen la parte inorgánica. En ambos casos el material sólido se encuentra en mayor



proporción como disuelto (70%), el cual se constituye en un 10% de sólidos coloidales y un 90% de sólidos solubles; la primera fracción está conformada por 80% de material orgánico y 20% inorgánico, mientras la segunda fracción presenta alrededor del 40% en material orgánico. Se pueden encontrar gases disueltos como sulfuro de hidrógeno, metano, amoníaco, oxígeno, dióxido de carbono y nitrógeno, de los cuales los tres primeros resultan de la descomposición de la materia orgánica presente (Henze y Ledín, 2001).

En general, el AR contiene una variedad de componentes orgánicos e inorgánicos con diferentes características fisicoquímicas; los contaminantes o tipos de contaminantes presentes dependen de las fuentes de contaminación (Kurniawan *et al.*, 2006), así como de los hábitos de vida propios de una región (Huang *et al.*, 2010). Adicionalmente, el tipo de alcantarillado (sistema separado o combinado) también afecta directamente la composición del agua residual. La selección de los principales parámetros de monitoreo (contaminantes) depende de los propósitos específicos del estudio, puesto que no es factible monitorear todos los componentes inorgánicos y orgánicos desconocidos en un AR ya que resulta muy costoso (Tran *et al.*, 2015).

Esta revisión se enfoca en resumir la composición química y física del agua residual doméstica, así como de otros compuestos que han ido apareciendo con el desarrollo de nuevos productos en la industria para la supervivencia y comodidad humana.

Los contaminantes en el agua son complejos debido a las diversas fuentes y procesos de producción, pero las investigaciones han mostrado que los principales componentes orgánicos del agua residual doméstica son proteínas, grasas y carbohidratos (Yao, 2014).

Las concentraciones absolutas de los parámetros con que se caracteriza el agua residual varían durante el día y por periodos (seco y húmedo), pero la composición orgánica relativa se ha manifestado constante en el tiempo (Heukelekian y Balmat, 1959; Raunkjaer *et al.*, 1994; Yao, 2014); es decir, que la proporción de proteínas, grasas y aceites, en el AR es constante.

La materia orgánica en el agua residual se ha caracterizado tradicionalmente en términos de los parámetros DQO, DBO₅ y Carbono Orgánico Total (COT) (Raunkjaer *et al.*, 1994); la medición corresponde a compuesto heterogéneos y en ella están contenidas sustancias de diversos pesos moleculares, que van desde compuestos simples como el ácido acético, hasta polímeros muy complejos (Henze, 1992).

Sophonsiri y Morgenroth (2004) analizaron cuantitativamente los valores de DQO contenidos en proteínas, carbohidratos y lípidos en el AR municipal, industrial y agrícola, encontrando que después de la sedimentación primaria la contribución a la DQO del AR por parte de las proteínas, carbohidratos y lípidos, va del 92,6% al 99,9 %, es decir que la mayor parte de la materia orgánica se explica por la suma de estos tres compuestos. Por otro lado, Heukelekian y Balmat (1959) descubrieron que la composición del AR en términos de lípidos, aminoácidos y carbohidratos no cambiaba significativamente entre el invierno y el verano. Raunkjaer *et al.* (1994) obtuvieron resultados similares, exponiendo que el cambio en las fracciones de DQO tomadas durante el día y la noche no eran sustanciales; sin embargo, evidenciaron una variación

de 10% en la fracción de carbohidratos (desviación estándar 7%), la cual fue atribuida a la naturaleza fácilmente degradable de los carbohidratos y a los diferentes tiempos de residencia en el alcantarillado municipal, ya que las proteínas y los azúcares difieren en su biodegradabilidad (Huang, 2010).

Es importante resaltar que la fracción orgánica soluble y particulada no siempre guarda una relación directamente proporcional con la lenta o rápida biodegradabilidad que presenta el AR (Henze, 1992); no obstante, existe cierta correlación dado que la mayor parte de la materia orgánica lentamente biodegradable es particulada y se requiere hidrólisis extracelular para producir moléculas pequeñas (<103 AMU, por sus siglas en inglés Atomic Mass Unit) que pueden transportarse a las células bacterianas donde se metabolizan (White, 2000; Morgenroth *et al.*, 2002). Por otro lado, la MO soluble puede presentar una fracción no biodegradable debido a compuestos que conforman la MO refractaria, donde las descargas industriales son el principal aportante (Choi *et al.*, 2017).

Varios autores han reportado la composición porcentual de los principales compuestos orgánicos del ARD tal como se consigna en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores porcentuales de principales compuestos orgánicos del ARD

Proteínas (%)	Carbohidratos (%)	Lípidos (%)	Fuente
40	50	10	Scotti (1968)
65	25	10	Tebbutt (1977)
31	16	45	Raunkjaer (1994)
40 a 60	25 a 50	10	Metcalf y Eddy (1995)
28	18	31	Sophonsiri <i>et al</i> (2004)
20,64	12,38	10,65	Huang <i>et al.</i> (2010) ^a

Modificado por Autores. ^a Los resultados están expuestos en términos de COT; los demás resultados están en términos de la DQO.

El contenido de MO en el agua residual incide en la biodegradación y la eliminación de nutrientes, dado que la composición química (proteínas, carbohidratos y lípidos), así como el tamaño molecular, afectan directamente el tratamiento. La MO se clasifica en: (1) particulada, la cual de acuerdo con lo estudiado por Eliosov y Argaman (1995) constituye más del 50% de la carga orgánica del ARD y (2) disuelta (Dignac *et al.*, 2000), esta última conformada por una fracción de rápida degradación y otra de lenta degradación. De los principales compuestos orgánicos, los aminoácidos (base de las proteínas) y monosacáridos (carbohidratos) son

rápidamente biodegradable, mientras que los compuestos conformados por cadenas largas como proteínas, lípidos y polisacáridos son de biodegradabilidad lenta.

Cabe resaltar que, aunque se parte del hecho de que las principales fracciones orgánicas del agua residual doméstica son las proteínas, lípidos, carbohidratos y derivados de actividades humanas, estos componentes no explican por completo el total de la materia orgánica presente en un AR.

En la Tabla 2 se indican diversos estudios que determinan la fracción no identificable de DQO, la cual oscila entre el 20% y el 80% de la DQO global; esta fracción no identificada podría deberse a la presencia de otros compuestos orgánicos (por ejemplo, surfactantes orgánicos, ácidos nucleicos, ácidos grasos volátiles) o a una interferencia durante la ejecución de los métodos analíticos utilizados para cuantificar proteínas, carbohidratos y lípidos (Dignac *et al.*, 2000).

Tabla 2. Composición orgánica del AR en términos de Demanda Química de Oxígeno

Proteínas (%)	Carbohidratos (%)	Lípidos (%)	DQO no identificada (%)	DQO _{Total} (mg O ₂ L ⁻¹)	Fuente
31	16	45	8	203	Heukelekian y Balmat (1959) ^a
15	7	n.d	78	394	Narkis <i>et al.</i> (1980) ^b
8	12	10	70	530	Henze (1982)
12	6	19	63	259	Tanaka <i>et al.</i> (1991)
28	18	31	22	n.d	Raunkjaer <i>et al.</i> (1994)
18	16	7	59	967	Dignac <i>et al.</i> (2000) ^c

Adaptado de Sophonsiri y Morgenroth (2004)

n.d. = no determinado. ^a Los valores informados son para la fracción de partículas de agua residual suponiendo una relación DQO/SSV de 1,42 y un contenido de DQO estándar para proteínas, carbohidratos y lípidos de 1,20 g DQO.g⁻¹ proteína, 1,13 g DQO. g⁻¹ carbohidrato y 2,03 g DQO. g⁻¹ lípido, respectivamente. ^b Alcantarillado municipal con un tiempo de retención de 10 a 60 minutos. ^c Suponiendo contenido de DQO estándar de proteínas, carbohidratos y lípidos.

Proteínas. La proteína posee una estructura de gran peso molecular y altamente compleja. De acuerdo con el análisis de los componentes de los alimentos, los cereales, los huevos, la carne, los mariscos y las verduras son los principales contribuyentes de proteínas a la dieta humana y al AR doméstica (Yao, 2014).

Carbohidratos. Los carbohidratos son sin duda, uno de los nutrientes más importantes y los principales portadores de energía para las actividades humanas. El término se deriva de su fórmula empírica $C_m(H_2O)_n$ (tanto m como n son números enteros y son valores iguales o diferentes) y se clasifican estructuralmente en tres grupos químicos principales: monosacáridos, disacáridos y polisacáridos (Yao, 2014). En la Tabla 3 se consigna el contenido de cada grupo químico de carbohidratos presente en el AR.

Tabla 3. Valor porcentual de carbohidratos mono, di y polisacáridos en el agua residual

Carbohidrato	Contenido en AR
Monosacáridos	31,70%
Disacáridos	31,70%
Polisacáridos	36,60%

Fuente: Yao (2014)

Los disacáridos y polisacáridos son productos de varias condensaciones o polimerizaciones de la fórmula anterior. Los monosacáridos y disacáridos más comunes son glucosa y sacarosa con fórmula molecular $C_6H_{12}O_6$ y $C_{12}H_{22}O_{11}$, respectivamente. Así mismo, la glucosa representa el monómero de los polisacáridos típicos $(C_6H_{10}O_6)_n$, como el almidón y la celulosa, es decir, sus enlaces glucosídicos forman los polímeros mencionados (Yao, 2014).

Lípidos. Las grasas son un grupo de productos químicos orgánicos que están hechos de ácidos grasos y glicerol. El ácido graso es un ácido carboxílico que contiene largas cadenas alifáticas. Hay alrededor de 20 ácidos grasos comunes en los alimentos que consisten en ácidos saturados e insaturados. Los productos lácteos, huevos, carnes, mariscos y aceites de cocina son los principales contribuyentes de la grasa a los alimentos, de modo que estos son la fuente lípidos del ARD (Yao, 2014).

Los componentes inorgánicos presentes en el agua residual incluyen los sólidos de origen mineral tales como las sales minerales, arcillas, arenas y gravas, y ciertos compuestos como sulfatos y carbonatos, que pueden sufrir algunas transformaciones químicas. Los sólidos inorgánicos están formados principalmente por nitrógeno, fósforo, cloruros, sulfatos, carbonatos, bicarbonatos y algunas sustancias tóxicas como arsénico, cianuro, cadmio, cromo, cobre, mercurio, plomo y zinc. El nitrógeno y el fósforo son los principales nutrientes encontrados en el AR, debido especialmente a la presencia de detergentes y fertilizantes; Así como del aporte de nitrógeno orgánico generado por la excreta humana (Martínez, 2014).

El nitrógeno y el fósforo han sido caracterizados como los nutrientes que limitan la capacidad de crecimiento biológico, pues participan en la generación de nueva biomasa; sin embargo, la población microbiana requiere de algunos otros elementos en menor cantidad para su desarrollo

como lo son: carbono, oxígeno, hidrógeno y azufre. La principal problemática asociada con la presencia de nutrientes (N y P) en el ARD radica en la eutrofización de corrientes naturales, entre las que se cuentan también los lagos y embalses. El N no solamente reduce la concentración de oxígeno disuelto (OD) en fuentes receptoras y su consecuente toxicidad para la vida acuática, también disminuye la efectividad del proceso de desinfección con cloro, lo que implica un riesgo para la salud pública y un menor potencial de reutilización del agua residual (González y Saldarriaga, 2008).

Fósforo. El fósforo se encuentra en el agua natural y residual casi exclusivamente como fosfatos, los cuales se clasifican en: (i) ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- y H_3PO_4^-), (ii) fosfatos condensados o polifosfatos (piro-, meta-, y otros polifosfatos) y (iii) fosfatos orgánicos (IDEAM, 2007). El fósforo aparece en dos formas: en compuestos orgánicos (proteínas) y en compuestos minerales (polifosfatos y ortofosfatos). Los polifosfatos se encuentran principalmente en los residuos que contienen detergentes sintéticos (no biodegradables). La hidrólisis de polifosfatos, proceso en el que recuperan sus formas como ortofosfatos, tiene lugar en soluciones acuosas. No obstante, esta hidrólisis suele ser un proceso bastante lento. El ortofosfato o fósforo soluble, que representa más del 60% en el ARD (Tanner, 2001), es la forma inorgánica más fácilmente asimilable por los microorganismos y se utiliza como un parámetro de control en los procesos de eliminación del fósforo; este incluye moléculas con dos o más átomos de fósforo, átomos de oxígeno y, en determinados casos, átomos de hidrógeno combinados en moléculas complejas. El fósforo orgánico es de poca importancia en la mayor parte de los residuos domésticos, pero puede ser un constituyente importante en los lodos de ARD (Martínez, 2014). El análisis de fósforo envuelve dos pasos generales: (a) conversión de la forma de fósforo de interés a ortofosfato disuelto, y (b) determinación colorimétrica del ortofosfato disuelto (IDEAM, 2007).

Los contenidos de P total en agua natural no contaminada son del orden de 0,1 a 1,0 mg L^{-1} . Cuando se produce contaminación por ARD, el P puede incrementarse de forma notable, ya que un ARD con alta carga orgánica puede contener hasta 15 mg L^{-1} de P total. Una de las principales fuentes de contaminación por P son los detergentes utilizados en limpieza doméstica, especialmente el tripolifosfato de sodio ($\text{Na}_5\text{P}_3\text{O}_{10}$), causante del 50% del P presente en ARD (Martínez, 2014).

Nitrógeno. El nitrógeno del AR se encuentra en forma orgánica e inorgánica; la forma orgánica puede estar contenida en la urea, aminoácidos, ácidos úricos, purines y pirimidinas, mientras que las formas inorgánicas en el ion amonio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), óxido nitroso y nitrógeno en forma gaseosa. El nitrógeno gaseoso incluye al nitrógeno gas (N_2), óxido nitroso (N_2O), óxido nítrico (NO_2) y amoníaco libre (NH_3). Se conoce que en el AR, alrededor del 40% del nitrógeno se encuentra en forma orgánica y el 60% en forma de ion amonio (Martínez, 2014).

2.1.1 Origen de los constituyentes del agua residual doméstica

Según Boutin y Eme (2016), históricamente el agua residual doméstica se ha dividido, de acuerdo con su origen, en dos categorías: agua servida y agua gris (por su denominación en inglés). El primer término se refiere a agua residual contaminada con sustancia fecal y orina, su fuente de emisión son los inodoros. El principal problema de este tipo de ARD es la presencia de organismos patógenos provenientes de las excretas humanas, dado que puede causar enfermedades infecciosas si no son tratadas de manera adecuada. Por otro lado, el segundo término corresponde a la fracción de agua residual doméstica sin contaminación fecal, es decir, todas las corrientes excepto el agua residual de los baños. Dado que las fuentes de AR provenientes de fregaderos, duchas, lavadoras de ropa, lavavajillas, etc., contienen menos patógenos que el AR de los sanitarios, generalmente es más seguro manipularlas, tratarlas y reutilizarlas.

El suministro de heces y papel higiénico representa la mayor parte de la materia orgánica, la cual se ha medido tradicionalmente como DBO_5 y DQO (Henze *et al.*, 2008). Por otro lado, el nitrógeno proviene de la orina y, el fósforo de agua generada por las actividades relacionadas con la alimentación y la limpieza (Boutin y Eme, 2016).

2.1.2 Características del agua residual doméstica

El agua residual doméstica está determinada por características físicas, químicas y biológicas, las cuales permiten establecer la aceptación en un uso determinado (Luv y Lipták, 1999; Novotny, 2003). En la Tabla 4 se presenta una breve descripción de los parámetros fisicoquímicos y biológicos utilizados en la determinación de la calidad del AR, que permiten establecer el grado de contaminación y el tratamiento más adecuado.

Tabla 4. Parámetros de calidad del AR

Características	Parámetros de calidad
Físicas	<i>Temperatura:</i> Suele ser superior a la del agua de consumo, por el aporte de agua caliente procedente del aseo y las tareas domésticas.
	<i>Turbidez:</i> Se debe a la cantidad de materias en suspensión que hay en el agua residual (limo, materia orgánica y microorganismos).
	<i>Color:</i> Suele ser gris o pardo, pero debido a los procesos biológicos anóxicos el color puede pasar a ser negro.
	<i>Sólidos:</i> El contenido de sólidos del agua es uno de los parámetros más significativos. El contenido de sólidos de un agua afecta directamente la cantidad de lodos que se produce en el sistema de tratamiento o disposición.
	<i>Olor:</i> Conforme va pasando el tiempo y se va agotando el oxígeno, entran en juego los microorganismos anaerobios, que reducen los sulfatos y sulfitos a sulfuros. Estos, si hay hierro presente, reaccionan dando sulfuro de hierro, que

Características	Parámetros de calidad
	confiere un olor desagradable, característico de las aguas sépticas.
	<i>Orgánicos</i>
	Carbohidratos, grasas animales, grasas y aceites, pesticidas, fenoles, proteínas, agentes tensoactivos, otros.
Químicas	- DQO (Demanda Química de Oxígeno) es el parámetro utilizado para medir de manera indirecta el material orgánico que se encuentra presente en el ARD y que es susceptible de ser oxidado químicamente. - DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno) define la cantidad de oxígeno necesario por los microorganismos del sistema para oxidar de forma biológica la materia orgánica contenida en el ARD. También es una medida, más directa, del material orgánico.
Químicas	
	<i>Inorgánicos</i>
	Alcalinidad, cloruros, nitrógeno, pH, fósforo, azufre, metales pesados
	<i>Bacterias:</i> Pueden ser de origen fecal o bacterias implicadas en procesos de biodegradación.
	<i>Virus:</i> Proceden de la excreción.
Biológicas	<i>Algas:</i> Su crecimiento está favorecido por la presencia en el AR de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno.
	<i>Protozoos:</i> Los más frecuentemente en el agua residual son amebas, flagelados y los ciliados libres y fijos.

Fuente: Henze *et al.* (2001); García y López (2003)

Las características biológicas del ARD vienen determinadas por una gran variedad de microorganismos vivos con una alta actividad metabólica y gran potencial de descomposición y degradación de la materia orgánica e inorgánica (Martínez, 2014).

En general, las características del ARD pueden ser de mayor o menor intensidad de acuerdo con diversos factores que permiten su transformación o mezcla con otros residuos líquidos de diferentes condiciones:

- Tipo de alcantarillado:* la mayor parte de la actividad doméstica produce residuos orgánicos; sin embargo, durante el recorrido del alcantarillado se arrastran otros tipos de sustancias como: emisiones de los automóviles (hidrocarburos, plomo, otros metales, etc.), sales, ácidos, etc.

A nivel mundial predominan dos tipos de alcantarillado: (1) separado, en estos sistemas el agua pluvial y residual es conducida individualmente por un drenaje y un alcantarillado sanitario, respectivamente y (2) combinado, el cual transporta agua pluvial y residual en un mismo conducto. Bajo la primera modalidad, el AR que ingresa a la planta de tratamiento es más constante y concentrada, lo que favorece el desempeño fiable y uniforme de los procesos (Barba, 2002).

- *Transporte y longitud de la red de alcantarillado*: Mourato *et al.* (2003) y Flamink *et al.* (2005) mencionan que en los sistemas de alcantarillado de longitudes extensas se puede producir una reducción de DBO₅ y DQO similar a la obtenida en los clarificadores primarios convencionales.
- *Infiltración*: Gustafsson (2000) y Ellis (2001) afirman que el agua de infiltración genera un aumento de la carga hidráulica que diluye el agua residual. Dependiendo del estado del sistema de drenaje, este puede permitir la infiltración del agua subterránea debido al deterioro ocasionado por el tiempo de operación (Lee *et al.*, 2009).

La infiltración de agua subterránea en los sistemas de alcantarillado combinado y separado se presenta a través de grietas en las tuberías (Staufer *et al.*, 2012), mientras que la infiltración de agua lluvia se introduce en el alcantarillado a través de conexiones erradas, sumideros o aberturas en tapas de registro, lo que conlleva a tener afluentes para las plantas de tratamiento de agua residual con variaciones en caudales y concentraciones de materia orgánica. Como consecuencia, se genera una calidad de agua residual muy diferente a la planteada en el diseño de las plantas de tratamiento, que se traduce en limitaciones de tipo operacional (Pereira *et al.*, 2003 citado por Salazar *et al.*, 2012)

La concentración y la composición del agua residual doméstica cambian de forma horaria, diaria y estacional, y la concentración promedio depende del consumo de agua per cápita, los hábitos, la dieta, el nivel de vida y el estilo de vida. En este sentido, los constituyentes del ARD pueden variar fuertemente no solo en el tiempo, sino también de un lugar a otro (Henze *et al.*, 2008); la razón principal es la variación en el uso de agua en los hogares. Los hogares de los países desarrollados utilizan más agua que los de los países en desarrollo y emergentes.

En la Tabla 5 se consignan rangos de concentración para cada uno de los principales parámetros establecidos para caracterizar el agua residual doméstica; se presentan concentraciones con intensidad baja, media y alta, cuanto mayor sea la concentración de materia orgánica en el AR, se dice que posee concentraciones más fuertes.

Tabla 5. Concentraciones típicas de los principales constituyentes del ARD

Parámetro de calidad	Unidad	Concentración		
		Intensidad baja	Intensidad Media	Intensidad alta
pH	UN	6,5	-	8.5
SST	mg L ⁻¹	100	220	350
Sólidos sedimentables	mg L ⁻¹	5	10	20
DBO ₅	mg L ⁻¹	100	200	300

Parámetro de calidad	Unidad	Concentración		
		Intensidad baja	Intensidad Media	Intensidad alta
DQO	mg L ⁻¹	250	500	1000
N total	mg L ⁻¹	20	40	85
N orgánico	mg L ⁻¹	8	15	35
N amoniacal	mg L ⁻¹	12	25	50
P total	mg L ⁻¹	4	8	15
Oxígeno disuelto	mg L ⁻¹	0,2	0,1	0
Cloruros	mg L ⁻¹	30	50	100
Sulfatos	mg L ⁻¹	20	30	50
Alcalinidad	mg L ⁻¹ CaCO ₃	50	100	200
Aceites y grasas	mg L ⁻¹	50	100	150
Compuestos orgánicos Volátiles	mg L ⁻¹	<100	100-400	>400
Coliformes totales	No. 100 mL ⁻¹	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁸ -10 ⁹
Detergentes	mg L ⁻¹	-	10,2	-

Fuente: Pescod (1992); Rivera-Vázquez *et al.* (2007); Martínez (2014)

La concentración depende de la cantidad de ARD generada y los hábitos de consumo de la población. En la Tabla 6 se consignan caracterizaciones típicas de ARD de diferentes ciudades principales de Colombia que corresponden al afluente de la PTAR principal de cada zona.

Tabla 6. Caracterización de ARD en zonas de Colombia

PTAR	DQO (mgO ₂ L ⁻¹)	DBO ₅ (mg O ₂ L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	Alcalinidad (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	pH	Temperat. (° C)
Bogotá - PTAR Salitre	564	264	226	208	7,33	-
Cali - PTAR Cañavalejo	411 ± 124	275 ± 33	162 ± 90	181 ± 37	6,10 a 7,70	23 a 29
Medellín - EPM E.S. P	719,90	261,90	573,25	-	7,70	24,11
Barranquilla - Acueducto, Alcantarillad o y Aseo de Barranquilla	309,31	207,73	718,00	-	7,27	29,90

Fuente: SUI (2009a); SUI (2009b); Vásquez *et al.* (2011); CAR (2013)

2.1.3 Biodegradabilidad del agua residual

La biodegradabilidad del ARD está estrechamente vinculada con la presencia de materia orgánica. Se sabe que gran parte de las sustancias que transporta el agua, ya sea disuelta, suspendida o coloidal es materia orgánica, de la cual una importante fracción es biodegradable. La biodegradabilidad de estas sustancias es la propiedad que permite que el agua residual pueda ser tratada por medio de microorganismos, los que utilizan estas sustancias como alimento y fuente de energía para su metabolismo y reproducción (Cisterna y Peña, 2010). Sin embargo, los métodos de tratamiento del agua residual se clasifican en tres categorías: físicos, químicos y biológicos (Rawat *et al.*, 2011) puesto que hay sustancias que no son o son lentamente biodegradables, lo que constituye una limitante para los procesos de tratamiento biológico, por lo que es necesario incorporar a las plantas depuradoras operaciones basadas en mecanismos fisicoquímicos (Cisterna y Peña, 2010).

El potencial de respuesta eficiente con respecto al tratamiento de tipo biológico, depende significativamente del balance de nutrientes del ARD, que puede ser representado por relaciones óptimas de DBO₅:N:P. Este tratamiento es favorecido por la biodegradabilidad de la fracción orgánica presente en el AR (Boutin y Eme, 2016). Otra relación que da idea de la fracción biodegradable en el agua residual es la relación DBO₅/DQO, la cual indica qué parte de la materia orgánica presente será difícil o no de degradar biológicamente. Cuando los sólidos suspendidos en el AR tienen un alto componente volátil (relación SSV/SST), pueden ser tratados satisfactoriamente bajo condiciones de tratamiento biológico. De ahí que la relación entre los

diferentes constituyentes del AR tiene una influencia significativa en la selección y el funcionamiento de los procesos de tratamiento (Henze *et al.*, 2008).

De esta forma, la relación DBO_5/DQO se puede asociar con la biodegradabilidad de la materia orgánica. En la Tabla 7 se especifica la biodegradabilidad del AR teniendo en cuenta esta relación (Martínez, 2014).

Tabla 7. Biodegradabilidad del AR doméstica

DBO_5/DQO	Biodegradabilidad
0,40	Alta
0,20 a 0,40	Normal
0,20	Baja

De acuerdo con Gutiérrez y Pérez (1991), los compuestos orgánicos solubles presente en el agua residual pueden ser clasificados en cuatro grupos de acuerdo con su condición de degradación biológica y toxicidad: i) Compuestos biológicamente degradables y no tóxicos (sacáridos, aminoácidos, ácidos grasos); ii) Compuestos biodegradables, pero tóxicos a altas concentraciones (fenol, formaldehído); iii) Compuestos no biodegradables y no tóxicos (ácido húmico, colorantes) y, iv) Compuestos no biodegradables y tóxicos a bajas concentraciones (pesticidas, DDT). Los mismos autores mencionan que un agua residual en la que todos sus constituyentes son biodegradables no tóxicos o solamente tóxicos a altas concentraciones, tiene una relación DBO_5/DQO en el intervalo de 0,55 a 0,70. Esta relación es un buen indicador de la posibilidad del tratamiento biológico de un agua residual dada. Mientras más baja es esta relación, mayor será la proporción de compuestos no biodegradables en el agua residual. Si la relación es igual o menor a 0,20 se está en presencia de un agua residual constituida, fundamentalmente, por compuestos no biodegradables; en este caso, el sólo tratamiento biológico no es suficiente.

Otra manera de evaluar la biodegradabilidad del agua residual es determinar el índice de biodegradabilidad (DBO_5/DQO), teniendo en cuenta las escalas propuestas por Santiso (2013): biodegradable (1,00 a 2,50), medianamente biodegradable (2,50 a 5,00) y poco biodegradable (5,00).

Los ensayos que se emplean para la determinación de la biodegradabilidad tienen en cuenta los factores ambientales que favorecen la descomposición biológica en medios aerobios y anaerobios. Para evaluar la biodegradabilidad, se han diseñado una serie de pruebas que buscan cuantificar el grado de persistencia de estructuras químicas en ambientes naturales. En general, se emplean diversos parámetros para cuantificar la biodegradabilidad de un compuesto, si este es de ser sometido a medio aerobio o anaerobio (Condrea, 2016).



La biodegradabilidad aerobia es la descomposición de contaminantes orgánicos por medio de microorganismos en presencia de oxígeno. Por lo tanto, la química del sistema, ambiente u organismo se caracteriza por mantener condiciones oxidativas.

Los microorganismos que degradan los contaminantes orgánicos en condiciones aerobias son llamados “aerobios” y su metabolismo es basado en el oxígeno; en un proceso conocido como respiración celular, usan oxígeno para oxidar sustratos (por ejemplo, azúcares y grasas) a fin de obtener energía. Antes de que comience la respiración celular, las moléculas se descomponen en moléculas o elementos más simples. Los productos finales de este proceso metabólico son CO_2 , agua y productos solubles inorgánicos. El efluente estabilizado puede contener una cantidad importante de elementos volátiles, como celulosa, carbonatos, entre otros, ya que son bastante estables y su tiempo de fermentación es muy superior al del tiempo de retención en el reactor biológico (Moscardó, 2013).

La digestión anaerobia es utilizada para la disminución de la materia orgánica en el AR; tiene un bajo costo de instalación, mínima producción de lodos residuales y permite obtener biogás como fuente de energía renovable que puede ser usada para obtener electricidad y calor (Boari y Mancini, 1984; Boari *et al.*, 1984, Tsonis y Grigoropolus, 1993). La degradación del sustrato hasta la obtención del metano depende en gran medida de la actividad metanogénica del inóculo utilizado (van Lier *et al.*, 2001).

En la digestión anaerobia se produce la descomposición de la materia orgánica e inorgánica en ausencia de oxígeno molecular. La materia orgánica se convierte biológicamente, bajo condiciones anaerobias, en metano (CH_4) y CO_2 . La conversión biológica de la materia orgánica tiene lugar en tres etapas: i) Hidrólisis, comporta la transformación de los compuestos de alto peso molecular en compuestos que puedan servir como fuentes de energía y de carbono celular; ii) Acidogénesis, implica la conversión bacteriana de los compuestos producidos en la primera etapa en compuestos intermedios identificables de menor peso molecular y, iii) Metanogénesis, supone la conversión bacteriana de los compuestos intermedios en productos finales más simples, principalmente metano y dióxido de carbono (Moscardó, 2013).

2.1.3.1. Métodos para determinar la biodegradabilidad del agua residual

Las pruebas de biodegradabilidad buscan cuantificar el grado de persistencia que tienen las estructuras químicas en ambientes naturales o industriales. Algunas de estas pruebas han sido normalizadas con el fin de garantizar veracidad y confiabilidad en los resultados, independientemente del laboratorio en el que fueron obtenidos (Vázquez y Beltrán, 2004).

Existen diversos métodos estandarizados para la evaluación de la biodegradabilidad del agua residual, entre los que destacan por su amplio uso a nivel internacional, las pruebas de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) (Vázquez y Beltrán, 2004). La estructura propuesta por la OCDE plantea tres niveles sucesivos de ensayo: (i)

biodegradabilidad inmediata, (ii) biodegradabilidad intrínseca y (iii) biodegradabilidad de simulación; la complejidad de las condiciones experimentales empleadas aumenta en el mismo orden, por lo que dicho esquema permite evaluar a bajo costo el potencial de biodegradación de cualquier molécula orgánica (OCDE, 1992). En la Tabla 8 se presenta las pruebas de biodegradabilidad más utilizadas a nivel internacional y de ellas se deriva la mayoría de los métodos estandarizados por la Organización Internacional de Normalización (ISO), por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA) y por la Oficina Europea de Sustancias Químicas (ECB) (Vázquez y Beltrán, 2004).

Tabla 8. Pruebas de BD Normalizadas por la OCDE y su correspondencia con otras pruebas

Descripción	OCDE ¹	ISO ²	US-EPA ³	ECB ⁴
<i>Pruebas de biodegradabilidad inmediata</i>				
Prueba AFNOR modificada - pérdida de DQO	301A	7827	835.3110	C.4-A
Prueba de Sturm modificada - desprendimiento de CO ₂	301B	9439	835.3110	C.4-C
Prueba MITI I modificada	301C	-	835.3110	C.4-F
Prueba en frasco cerrado	301D	10707	835.3110	C.4-E
Prueba de detección de la OCDE - pérdida de DQO	301E	7827	835.3110	C.4-B
Prueba de respirometría manométrica	301F	9408	835.3110	C.4-D
<i>Pruebas de biodegradabilidad intrínseca</i>				
Prueba SCAS (Semi-Continuous Activated Sludge)	302A	9887	835.3210	C.12
Prueba de Zahn-Wellens modificada	302B	9888	835.3200	C.9
Prueba MITI II modificada	302C	-	-	-
<i>Pruebas de biodegradabilidad de simulación</i>				
Prueba de simulación de tratamiento aerobio con unidades de tratamiento de lodos activados	303A	11733	-	C.10
Prueba de simulación de tratamiento aerobio con biomasa fija	303B	-	-	-
Prueba de mineralización aerobia en agua superficial	309	14592-1	-	-

OCDE (1992); Adaptado de Vázquez y Beltrán (2004)

¹Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico ²Organización Internacional de Normalización (ISO). ³Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. ⁴Oficina Europea de Sustancias Químicas (ECB)

Por otro lado, la biodegradabilidad puede ser establecida a partir del fraccionamiento de la materia orgánica, que al ser medida como una cantidad equivalente se define en términos de DQO y DBO. La DQO del AR ha sido dividida en dos fracciones principales: biodegradable y no biodegradable, la caracterización completa de la materia orgánica del AR cuantifica 4 fracciones que se establecen en la Figura 2 (Dold *et al.*, 1991; Wentzel *et al.*, 1999; Henze *et al.*, 2008).

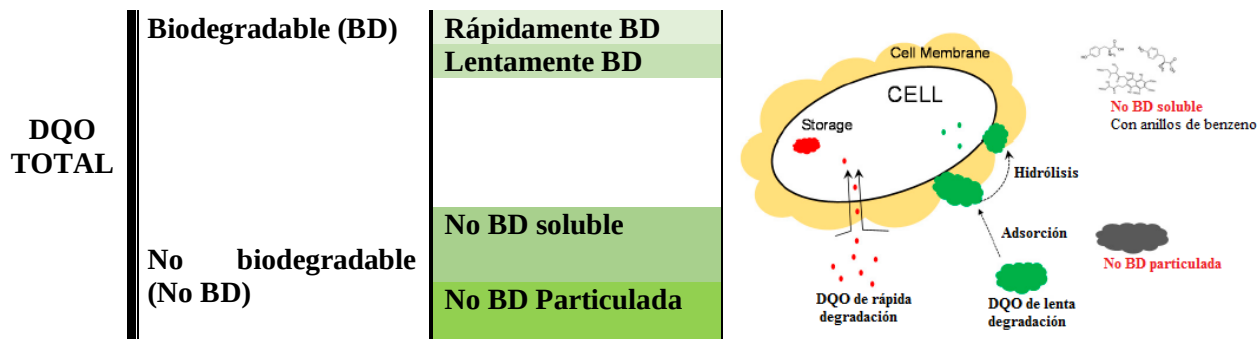


Figura 2. Fracciones de la materia orgánica del AR municipal
Fuente: Dold *et al.* (1991); Wentzel *et al.* (1999); Henze *et al.* (2008)

Investigadores como Sierra *et al.* (2011), realizaron el fraccionamiento de la materia orgánica en términos de la DQO, cuantificando el contenido de DQO fácilmente biodegradable (DQOFB), DQO lentamente biodegradable (DQOLB), DQO no biodegradable soluble (DQONBs) y DQO no biodegradable particulada (DQONBp), en tres tipos de efluentes producidos en una tenería. Para su investigación, utilizaron un reactor por carga de 2 L de capacidad, aireado durante 24 h y, alimentado con 70% de efluente industrial y 30% de biomasa. Finalmente, se midió la DQO total y soluble del agua residual cruda y licor mixto, al inicio y al final del proceso. El efluente con mayor contenido de DQO biodegradable estuvo conformado por 33,1% de DQOFB y 24,3% de DQOLB.

2.2 Agua residual sintética

La investigación a escala de laboratorio es una tarea difícil debido a las grandes variaciones que presenta el ARD en sus características, influenciadas por el comportamiento de las poblaciones: estilo de vida y nivel socioeconómico. Por ello, a través del tiempo se ha optado por el desarrollo de sustratos sintéticos que presenten una composición fisicoquímica similar a la del agua ARD y que reproduzca los procesos fisicoquímicos importantes para el desarrollo de los sistemas de tratamiento (Torres *et al.*, 1996).

En la Tabla 9, se muestran diversas composiciones de sustratos sintéticos que ha permitido el estudio del ARD a través del tiempo.

Tabla 9. Composición de sustratos sintéticos utilizados para simular características de ARD

Autor (es)	Aspectos relevantes: composición de sustrato sintético
Panswad <i>et al.</i> (1988)	Sustrato sintético desarrollado para obtener concentraciones medias de agua residual mediante la mezcla de una ARD con concentraciones débiles y un sustrato con los siguientes compuestos y características. <i>Características iniciales del ARD:</i> 175 mg L⁻¹ DBO₅, 250 mg L⁻¹ DQO, 19 mg L⁻¹ Nitrógeno total, 9 mg L⁻¹ NH₃-N, 2,10 mg L⁻¹ fósforo total, 1,90 mg L⁻¹ Ortho-PO₄, pH 7,30. <i>Composición del sustrato sintético:</i> 250 mg L⁻¹ Leche en polvo, 6,50 mg L⁻¹ de NH₄Cl y 20 mg L⁻¹ K₂HPO₄ <i>Características finales del ARD:</i> 344 mg L⁻¹ DBO₅, 543 mg L⁻¹ DQO, 49 mg L⁻¹ Nitrógeno total, 30 mg L⁻¹ NH₃-N, 12,30 mg L⁻¹ fósforo total, 8,30 mg L⁻¹ Ortho-PO₄, pH 7,80.
De Sousa <i>et al.</i> (1997)	Objetivo: investigación acerca de la eliminación de fosfato y su relación con la adición de FeCl₃ en un reactor UASB que trata un sustrato sintético que simula ARD. El reactor UASB se alimentó continuamente con un sustrato sintético que contenía extracto de carne, sacarosa, almidón, celulosa y aceite comestible en porcentajes basados en una DQO de 50%, 8%, 24%, 8% y 10%, respectivamente. El sustrato contenía también componentes minerales que normalmente se encuentran en el ARD. Obteniendo una variación de la DQO influente entre 340 mg L⁻¹ y 540 mg L⁻¹.
Nopens <i>et al.</i> (2001)	Mezcla de agua residual sintética (ARS) y una fracción menor (10% v.v⁻¹) de agua residual doméstica real preestablecida. También, muestra la composición media del ARS, a la cual se le realizó una modificación por cuestión de costos de acuerdo con Boeije (1998). Así pues, se muestra la concentración utilizada de diversos compuestos químicos (Urea, NH₄Cl, KH₂PO₄, etc), ingredientes de comida (almidón, levadura, aceite de soya, etc) y metales traza
Ruiz <i>et al.</i> (2006)	Se estudiaron los parámetros operacionales para la acumulación máxima de nitrito en la etapa de nitrificación y la adaptación de éste en la etapa de desnitrificación. Se utilizó agua residual sintética para alimentar dos reactores y la adición de nitrito y/o nitrato (sales de sodio) hasta la concentración deseada.
González y Saldarriaga (2008)	Este trabajo muestra los resultados experimentales de procesos biológicos unitarios para la remoción conjunta de materia orgánica (MO), nitrógeno (N) y fósforo (P) empleando un sustrato sintético similar al agua residual doméstica de concentración media; con la siguiente composición: - 0,326 mg L⁻¹ suero de leche - 0,49 mg L⁻¹ de sacarosa - 1,12 mg L⁻¹ de acetato de sodio

Autor (es)	Aspectos relevantes: composición de sustrato sintético
	- 0,45 mg L⁻¹ fosfato ácido de potasio - 2,4 mg L⁻¹ de urea - 0,3 mL L⁻¹ de elementos menores El agua residual preparada alcanzó valores promedio de 192 mg DBO L⁻¹; 450 mg DQO L⁻¹; 40 mg NTK L⁻¹ y 8 mg PT L⁻¹.
Bajaj <i>et al.</i> (2008)	Se estudió la degradación aeróbica continua del fenol, mezclada con agua residual sintética fácilmente degradable durante un periodo de 400 días, en un reactor de biopelícula de lecho fijo usando como material de relleno perlas de arcilla "Liapor". El agua residual sintética estaba compuesta por: peptona, extracto de carne, urea, NaCl, CaCl, entre otros.
Saldarriaga <i>et al.</i> (2010)	Se operó un sistema híbrido modificado a escala de laboratorio, compuesto por una cámara anaerobia, anóxica y aerobia conectadas en serie, en el que la biomasa crece en suspensión y adherida en torno a pequeñas partículas de un soporte plástico. Utilizando agua residual sintética con una composición similar a la del agua residual urbana se evaluó la eliminación simultánea de C, N y P del agua residual. El sistema se alimentó continuamente durante 150 días con dos diferentes tipos de agua residual sintética, medio I (mezcla de peptona y extracto de carne) y medio II (mezcla de acetato de sodio y ácido acético).
Moustafa (2014)	Se utilizaron cantidades iguales de agua residual natural y sintética dentro de tres reactores; Sólo se alteró la alimentación de acetato (mezcla de acetato de amonio y acetato de sodio) con respecto a la cantidad y mezcla de productos químicos. El agua residual sintética fue fabricada utilizando una mezcla de productos químicos, como: cloruro de calcio, sulfato de magnesio, micronutrientes, entre otros.
Fitria <i>et al.</i> (2014)	En este estudio se utilizó una solución de caolín para simular el contenido de lodo del agua residual sintética junto con otros productos químicos como: cloruro de amonio, levadura, glucosa, almidón, carbonato de sodio, sulfato de potasio, entre otros. La solución se preparó diariamente y siempre se almacenó en una nevera para evitar el crecimiento incontrolado de microorganismos que pudieran influir en la calidad del agua residual.
Ardekani <i>et al.</i> (2015)	El objetivo principal de este estudio fue determinar la eficiencia de un tratamiento secuencial de agua residual industrial con oxidación ultravioleta (UV)/H₂O₂ seguida de un Bioreactor en lecho móvil (proceso MBBR, por sus siglas en inglés: Moving Bed Biofilm Reactor) El MBBR se puso en marcha con agua residual sintética que contenía glucosa (para alcanzar una concentración inicial de DQO de 1000 mg L⁻¹

Autor (es)	Aspectos relevantes: composición de sustrato sintético
Van den Berg <i>et al.</i> (2016)	¹) como fuente principal de carbono y energía para el lodo activado. Se formularon cuatro composiciones de medios sintéticos que consistían en diferentes relaciones de extracto de carne, extracto vegetal, cloruro de sodio, fosfato de potasio, urea, cloruro de amonio, sulfato de hierro, sulfato de magnesio y glucosa. Como parámetros de nutrientes se utilizaron la DQO, DBO, la concentración de sulfato y el pH determinados para los lodos de agua residual anaerobia. El extracto vegetal y el extracto de carne sirvieron de base a los medios sintéticos ya que incorpora el contenido de proteínas, carbohidratos y grasas. El resto de los componentes incluía cloruro de sodio, fosfato de potasio, urea, cloruro de amonio, sulfato de hierro y glucosa. Se utilizó como inóculo microbiano el lodo doméstico anaerobio obtenido del tanque digestor anaeróbico de una PTAR.
Li <i>et al.</i> (2016)	Composición del AR sintética (por litro): - 0,18 g de propionato ($DQO = 200 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), - 0,06 g de NH_4Cl ($\text{NH}_4 + \text{-N} = 15 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) - 0,05 g KH_2PO_4 ($\text{PO}_4^{3-} \text{-P} = 10 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), - 0,040 g MgSO_4, - 0,030 g de CaCl_2 - 0.8 mL de solución de elementos traza

3. METODOLOGÍA

Este trabajo de investigación tuvo como fin la elaboración de un sustrato sintético que simule las características del ARD afluente a la PTAR Cañaveralejo (C), tomando como referencia caracterizaciones realizadas en el periodo transcurrido entre los años 2012 a 2016.

El proceso de elaboración se llevó a cabo en 2 fases sucesivas: una primera fase de definición del protocolo de elaboración correspondiente al objetivo 1 y, una segunda fase de validación del sustrato sintético que responde al objetivo 2. En la Figura 3 se detallan las actividades desarrolladas en cada fase.

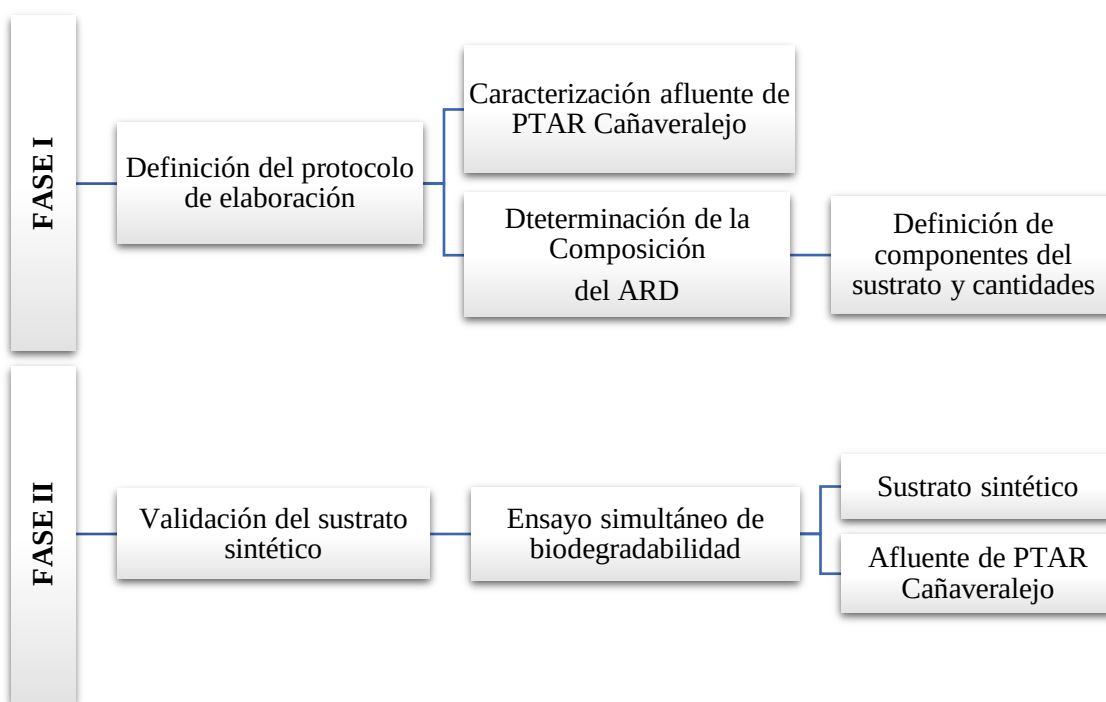


Figura 3. Actividades del proceso de desarrollo del sustrato sintético

3.1 Definición del protocolo de elaboración del sustrato sintético

La definición del protocolo constó de 3 actividades que proyectaron la trayectoria de la primera fase de este trabajo investigativo de modalidad teórico-práctica. En un primer momento, se realizó un estudio estadístico de las características fisicoquímicas del afluente de la PTAR-C; luego, se determinó su composición orgánica y, finalmente, se establecieron los componentes del sustrato y la cantidad requerida de cada uno.



3.1.1 Caracterización del AR de la PTAR-C: Definición de parámetros y estudio estadístico

Para definir las características del afluente de la PTAR-C, se realizó un análisis exploratorio de los principales parámetros fisicoquímicos: DQO, DBO₅, SST, NAT, P (PO₄³⁻), pH, y temperatura (T), con temporalidad mensual y anual en el periodo 2012 a 2017.

Previo al análisis exploratorio para definición de rangos de variación, se analizó si la hidrología de la zona tiene algún efecto sobre la calidad del AR. De ser así, es conveniente agrupar los datos en intervalos (uno para el periodo seco y otro para el periodo lluvioso) para hacer una mejor interpretación de ellos. Los datos de precipitación se tomaron de los informes reportados por el Centro de Investigación de la Caña de Azúcar de Colombia (Cenicaña), en la estación meteorológica PTAR Cali.

El estudio estadístico de los parámetros fisicoquímicos se centró en la elaboración de diagramas de cajas en el programa Minitab 17, empleando el cuartil 1 (Q₁) para el valor inferior y el cuartil 3 (Q₃) para el superior; en este rango se concentra el 50% central de los datos y se localizan las medidas de tendencia *mediana* y *media*, dando un carácter muy representativo a este intervalo (Solano y Álvarez, 2015). Por otro lado, se hizo un análisis de la distribución de probabilidad de los datos mediante el método *Estadístico de Anderson Darling*, el cual mide qué tan bien siguen los datos una distribución específica para un conjunto de datos y distribución en particular (Minitab, 2017).

El método estadístico de *Anderson Darling* parte de un supuesto de normalidad sobre el conjunto de datos, arrojando un valor *P*. Para probar si los datos provienen de una distribución normal, este valor debe ser mayor a 0,05 (dado que se maneja un nivel de confianza del 95% y una significancia del 5%) para aceptar la hipótesis nula de que los datos siguen una distribución normal, en caso contrario, se rechaza (Gómez *et al.*, 2001). Mediante el gráfico de diagnóstico Quantile -Quantile (QQ) o mejor conocido como QQPLOT realizado en Minitab 17, se comparó una distribución teórica normal con la distribución de los datos de cada parámetro, para corroborar la asunción de normalidad en las cercanías de la línea de tendencia del gráfico QQ (Lee *et al.*, 2016).

En los datos que no presentaron una distribución normal, se utilizó una gráfica de simetría para determinar si provenían de una distribución simétrica, con el objetivo de dar representatividad al uso del diagrama de cajas para establecer el rango típico del parámetro. Muchos procedimientos estadísticos parten del supuesto de que los datos provienen de una distribución normal, sin embargo, hay procedimientos que son robustos ante las violaciones de la normalidad, de modo que en este caso es adecuado tener datos que provengan de una distribución simétrica (Minitab, 2018).



3.1.2 Composición del ARD

Esta actividad se desarrolló en dos pasos: 1) revisión bibliográfica para definir los principales componentes orgánicos e inorgánicos del ARD y, 2) Definición de la composición porcentual de la fracción orgánica del afluente de la PTAR-C.

En el primer paso se obtuvo una recopilación de literatura que permitió identificar la composición principal de la fracción orgánica e inorgánica típica de un ARD; este fue el punto de partida para establecer los compuestos más convenientes que representarían cada fracción.

La fracción orgánica tiene mayor relevancia en la composición dado que representa alrededor del 70% de los sólidos presentes en el ARD (Pescod, 1992; Henze y Ledin, 2001) y es por esto, que se centró la investigación en la identificación de sus componentes principales para hacer una aproximación práctica en el AR de la PTAR-C.

Esta aproximación, que es el segundo paso de esta actividad, se realizó mediante caracterizaciones del AR de la PTAR-C en términos de los componentes orgánicos principales, que son las proteínas, lípidos y carbohidratos (Yao, 2014). Se hicieron 5 caracterizaciones puntuales durante dos meses; los lípidos fueron caracterizados en términos de grasas y aceites y los carbohidratos se valoraron colorimétricamente mediante el método de Dubois. Los datos de concentración de grasas y aceites fueron suministrados por la PTAR-C; mientras que la caracterización de carbohidratos se realizó en el Laboratorio de Biotecnología Ambiental de la Universidad del Valle, a la misma muestra que se caracterizó en términos de grasas y aceites en el laboratorio de la PTAR-C.

La caracterización del AR en términos de proteínas no fue posible, debido a limitaciones técnicas en el laboratorio y a la no caracterización de este parámetro en la PTAR-C, por esta razón se realizó una determinación indirecta.

Para este propósito, se estableció a partir de una revisión de al menos 20 artículos científicos, que la suma de estos tres compuestos explica la totalidad de la fracción orgánica biodegradable del AR estudiada, por esta razón se hizo un análisis cuantitativo de los valores de DQO contenidos en los lípidos y carbohidratos, mediante curvas que permitieron establecer la relación entre la concentración del compuesto y la DQO que puede generar en el AR.

Luego, se estableció la contribución de las proteínas a la DQO al AR mediante la identificación de la fracción de DQO que realmente está representada por los tres componentes orgánicos, para aterrizar los conceptos de investigación al contexto, dado que la composición del ARD puede variar de un lugar a otro dependiendo del estilo de vida de la población (Huang *et al.*, 2010).

Definición de componentes del sustrato y cantidades

La selección de los componentes que representan las fracciones orgánica e inorgánica del sustrato sintético, se basó en una extensa revisión de literatura de al menos 30 artículos



científicos y revistas que incluyen el desarrollo de ARD sintética, desde la década de los 80 hasta la actualidad. Esto con el objetivo de obtener una revisión integral y actualizada, enfocada en generar una reseña concisa para establecer los componentes principales más convenientes para representar la fracción orgánica e inorgánica.

Con la información recopilada se seleccionaron los componentes del sustrato sintético; esta selección se realizó teniendo en cuenta la facilidad de adquisición de los compuestos en términos económicos y de consecución local.

Finalmente, partiendo de las características y composición del AR que se debía simular, así como de los compuestos seleccionados, se orientó la preparación del sustrato al aporte volumétrico de cada componente orgánico e inorgánico establecido.

Para esto, se prepararon soluciones con concentraciones establecidas convenientemente. La cantidad de cada solución se definió en función de la concentración de los parámetros fisicoquímicos establecidos en la caracterización estadística del AR de la PTAR-C. El volumen se determinó mediante la Ecuación 5.

$$V_{Si} = \frac{V_{ARS} \times C_{ARS}}{C_{Si}} \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde:

V_{Si} : Volumen de la solución i

C_{Si} : Concentración de la solución i

V_{ARS} : Volumen de agua residual sintética a preparar

C_{ARS} : Concentración del agua residual sintética

Finalmente, se procedió a mezclar todas las soluciones, orgánicas e inorgánicas, efectuando los ajustes que permitieran medir valores dentro de los rangos de variación de los parámetros establecidos en el estudio estadístico

3.2 Validación del protocolo de elaboración del sustrato sintético

La validación del protocolo se hizo mediante un ensayo de biodegradabilidad (BD) aplicado de manera simultánea tanto al sustrato sintético como al AR de la PTAR-C, para establecer un análisis comparativo que manifestase el porcentaje de reproducibilidad del sustrato. Esto fue posible mediante los resultados de una prueba de biodegradabilidad, porque la velocidad y comportamiento de degradación de las estructuras químicas presentes en cada sustancia de prueba, permiten establecer el grado de persistencia y dan idea de la similitud en la composición con base en la dinámica de degradación de los compuestos, que varía de acuerdo a la



complejidad de los enlaces químicos que forman, requiriendo mayor tiempo de asimilación biológica a mayor complejidad (Huang, 2010).

Se hizo una revisión de ensayos normalizados para garantizar resultados confiables y válidos. Diversas instituciones han estandarizado métodos para la evaluación de esta propiedad, es por ello que se realizó una extensa revisión de literatura, en especial, de los métodos propuestos por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), al ser un ente que ha normalizado diversas pruebas y están otras en proceso de normalización. Además, están estandarizados por la Organización Internacional de Normalización (ISO), por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA) y por la Oficina Europea de Sustancias Químicas (ECB) (Vázquez y Beltrán, 2004).

Para la selección del ensayo se consideraron aspectos como el rango de concentración de DQO del AR, la facilidad de ejecución de la prueba, la veracidad que provean los ensayos, así como la disponibilidad de recursos económicos, materiales y equipos.

Finalmente, los resultados se sintetizaron en gráficas comparativas que exponen el porcentaje de reducción de DQO, así como el porcentaje de biodegradabilidad alcanzado por el sustrato sintético y el AR de la PTAR-C.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Características del AR afluente a la PTAR Cañaveralejo

El estudio del afluente de la PTAR-C a partir de caracterizaciones históricas realizadas por la planta durante el periodo 2012 a 2017, en términos de DQO, DBO₅, SST, NAT, P (PO₄³⁻), grasas y aceites, pH, y temperatura (T), fue el punto de partida para reproducir las características principales del ARD. El periodo analizado se eligió con el fin de obtener información similar de las características fisicoquímicas y, de esta manera, establecer rangos de variación que representen el comportamiento normal del ARD.

En el ARD los compuestos orgánicos biodegradables son mayoritarios y de gran importancia en lo que comprende el material sólido presente, ya que una gran variedad de microorganismos interactúa con el material orgánico al utilizarlo como fuente de energía. Para su medición, normalmente se utilizan dos pruebas: DQO y DBO₅ (Pire *et al.*, 2011), de ahí que se consideren estos dos parámetros para caracterizar el AR a reproducir en este estudio. También, se tuvieron en cuenta los nutrientes principales: Nitrógeno en forma de Nitrógeno Amoniacal Total (NAT) y Fósforo en forma de ortofosfato (PO₄³⁻), ya que son constituyentes regularmente presentes en el ARD.

De acuerdo con el análisis estadístico multianual de 2012 a 2017 realizado al conjunto de datos reportados por la PTAR-C, se encontró que los valores de DQO para los periodos 2014 y 2015 presentaron valores alejados del comportamiento general del resto de años analizados (Ver Anexo 1). En cuanto a los años 2012, 2013, 2016 y 2017, aunque siguen una distribución normal para la variable DQO (Ver Anexo 2), no se cumple para las variables DBO₅ y SST (Ver Anexo 3 y 4).

El comportamiento de las variables durante los años 2012 a 2015 pueden alterar de forma moderada o severa la estadística descriptiva del estudio estadístico (Marcano y Fermín, 2013), de modo que se decidió excluirlos. En este sentido, la caracterización se realizó con la información de los años 2016 y 2017 para simplificar el estudio, que de otro modo hubiese requerido la aplicación de modelación estadística. Además, durante estos años las variables siguen una distribución normal o tienen un comportamiento simétrico, favoreciendo el uso de diagramas de cajas y bigotes.

Durante los eventos de lluvia, es probable que los sistemas de alcantarillado combinado, como el de la ciudad de Cali, experimenten un gran aumento en el flujo de entrada y una dilución de la concentración del AR, porque se recolecta tanto agua de lluvia como ARD. Ante la posibilidad de dilución por el evento de lluvia dadas las características del alcantarillado, se hizo un análisis bajo el supuesto de correlación entre la concentración del ARD de la PTAR-C (en términos de DQO y DBO₅) y los eventos pluviales, generando el gráfico de regresión lineal que se muestra en la Figura 4.

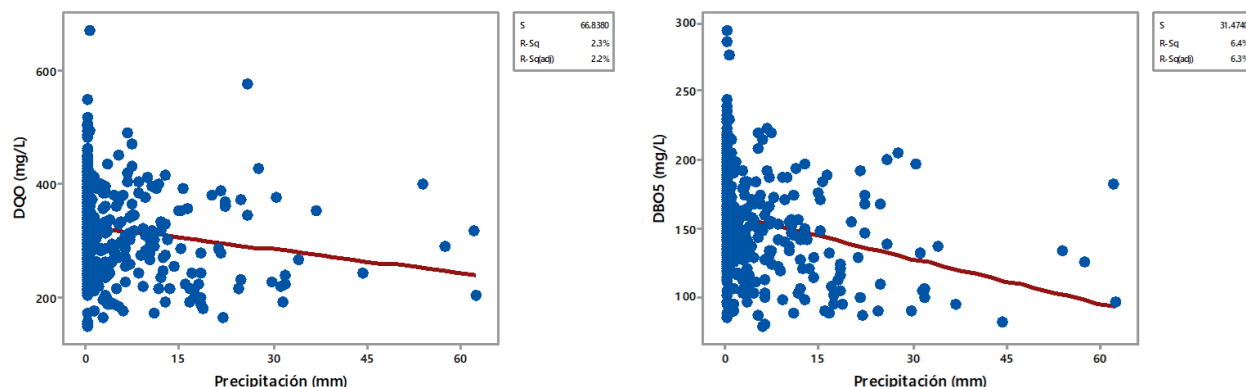


Figura 4. Concentración de la DQO y DBO₅ del ARD en función de la precipitación

El análisis arrojó un coeficiente de correlación (R-Sq) igual a 2,30% para la DQO y 6,3% para la DBO₅, lo cual indica que la relación lineal entre las variables es muy pequeña y son independientes. No se evidencia una relación directa entre la concentración de la DQO o DBO₅ y la intensidad de la precipitación registrada en la estación meteorológica PTAR Cali, dado que para un mismo valor de precipitación se registraron diversas concentraciones de estas variables. De este modo, se descarta la hipótesis de correlación que sugiere que a mayor precipitación, se presenta mayor dilución del AR y, por tanto, una tendencia de disminución de la DQO o la DBO₅.

Una vez establecido que la precipitación no tiene una incidencia directa en la concentración de los parámetros fisicoquímicos del AR, el análisis estadístico se realizó bajo el supuesto de un solo rango para el conjunto de datos de cada parámetro, sin tener en cuenta el comportamiento bimodal del componente hidrológico en la región.

A continuación, se explica detalladamente los resultados del análisis estadístico de cada parámetro con el cual se establecieron los rangos.

Determinación del rango de DQO. El test de Normalidad de Anderson-Darling obtenido por medio de Minitab 17, arrojó como resultado que el conjunto de datos presenta un comportamiento Normal, pues el valor P dio mayor a 0,05 (Ver Figura 5), esto indica un 95% de confiabilidad de que la distribución es normal. Se analizaron 698 valores, que representan la DQO diaria reportada por la PTAR-C durante el periodo de 2016 a 2017.

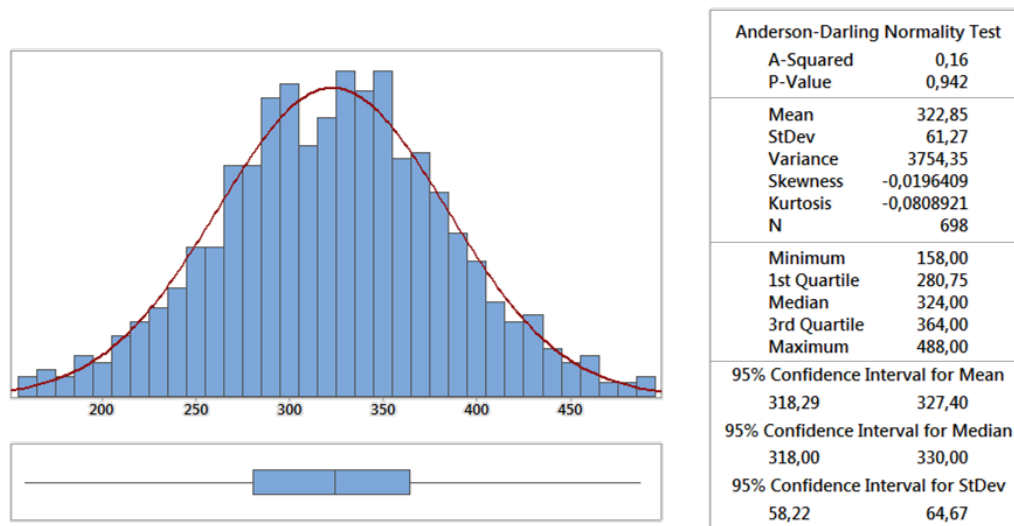
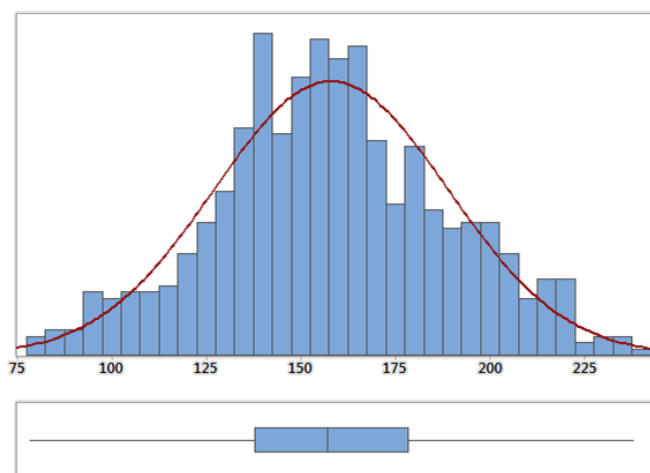


Figura 5. Diagrama de cajas y bigotes y test de normalidad de Anderson-Darling: DQO

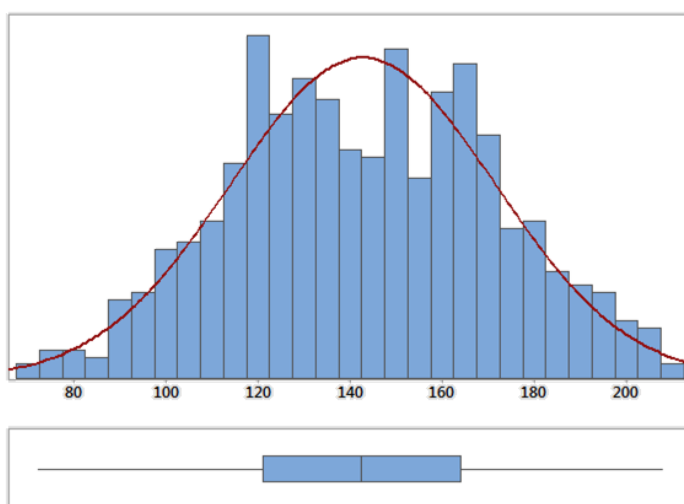
Según la Figura 5 los rangos de DQO, con un intervalo de confianza de 95%, están acotados así: la media se encuentra entre los límites 318,29 mg L⁻¹ y 327,40 mg L⁻¹, la mediana entre 318 mg L⁻¹ y 330 mg L⁻¹ y, la desviación estándar, entre 58,22 y 64,67; este último representa el rango de desviación respecto a la media del conjunto de datos (322,85 mg L⁻¹). El diagrama de cajas y bigotes confirma la distribución normal del conjunto de datos, dado que la mediana está ubicada en el centro de la caja y los bigotes presentan una longitud similar, conservando aproximadamente la misma dispersión entre el primer y tercer cuartil. Adicionalmente, el histograma muestra que las barras siguen de cerca la línea de distribución normal, lo cual indica que los datos se ajustan adecuadamente a la distribución. La mayor acumulación o tendencia de los datos se ubican entre los cuartiles 1 y 3, donde los valores están acotados entre 281 mg L⁻¹ y 363 mg L⁻¹, rango que representa el comportamiento típico del parámetro DQO en el agua residual de la PTAR-C.

Determinación del rango de DBO₅ y SST. El conjunto de datos de DBO₅ y SST muestran una curva simétrica, pese a que no siguen un comportamiento Normal, de acuerdo con el valor P obtenido mediante el test de normalidad de Anderson-Darling (Ver Figura 6 y Figura 7, respectivamente). El valor de asimetría “Skewness” es aproximadamente cero, lo cual indica un comportamiento simétrico o aproximadamente Normal y, por lo tanto, es adecuada la utilización de los diagramas de cajas y bigotes para obtener el rango representativo de estas variables.



Anderson-Darling Normality Test	
A-Squared	0,82
P-Value	0,034
Mean	158,00
StDev	30,82
Variance	949,94
Skewness	0,042858
Kurtosis	-0,192899
N	670
Minimum	78,00
1st Quartile	138,00
Median	157,00
3rd Quartile	178,25
Maximum	238,00
95% Confidence Interval for Mean	
	155,66 160,34
95% Confidence Interval for Median	
	154,00 160,00
95% Confidence Interval for StDev	
	29,25 32,57

Figura 6. Diagrama de cajas y test de normalidad de Anderson-Darling: DBO₅



Anderson-Darling Normality Test	
A-Squared	1,12
P-Value	0,006
Mean	142,74
StDev	28,74
Variance	825,95
Skewness	0,002414
Kurtosis	-0,567829
N	646
Minimum	72,00
1st Quartile	121,00
Median	142,50
3rd Quartile	164,00
Maximum	208,00
95% Confidence Interval for Mean	
	140,52 144,96
95% Confidence Interval for Median	
	138,00 146,00
95% Confidence Interval for StDev	
	27,25 30,40

Figura 7. Diagrama de cajas y test de normalidad de Anderson-Darling: SST

Se observa que, para un intervalo de confianza de 95%, la media y la mediana del conjunto de datos se mantienen en un rango de 155,66 mg L⁻¹ a 160,34 mg L⁻¹ y 154 mg L⁻¹ a 160 mg L⁻¹, respectivamente para la DBO₅ y de 140,52 mg L⁻¹ a 144,96 mg L⁻¹ y 138 mg L⁻¹ a 146 mg L⁻¹, respectivamente para los SST.

Para confirmar el comportamiento simétrico del conjunto de datos de DBO₅ y SST, se realizó un test de normalidad, el cual arroja una línea de tendencia y, entre más datos se encuentren sobre ella, más certeza da sobre el comportamiento Normal de éstos. En la Figura 8 se evidencia que

los datos se encuentran mayoritariamente sobre la línea y, aunque el comportamiento no es Normal, se aproxima a la Normalidad.

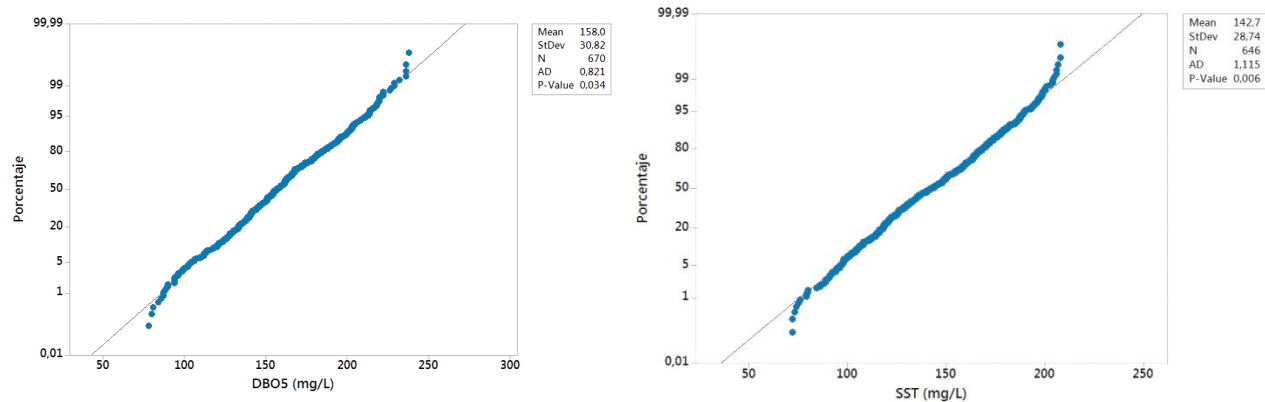


Figura 8. Test de Normalidad realizado en Minitab 17 al conjunto de datos de DBO₅ y SST

A partir de los resultados del test de normalidad y el coeficiente de asimetría, se estableció el rango típico de las variables DBO₅ y SST, mediante los cuartiles Q₁ y Q₃ del diagrama de cajas y bigotes. En este sentido se define, mediante los resultados de la Figura 6 y la Figura 7, que la concentración de DBO₅ se encuentra en un rango de 138 mg L⁻¹ a 178 mg L⁻¹ mientras que la concentración de SST se encuentra entre 121 mg L⁻¹ a 164 mg L⁻¹.

Relación DBO₅/DQO. La relación DQBO₅/DQO está relacionada con la biodegradabilidad de la materia orgánica o capacidad de algunas sustancias químicas de poder ser utilizadas como sustrato por microorganismos para producir energía y crear otras sustancias como aminoácidos, nuevos tejidos y nuevos microorganismos (Martínez, 2014). En la Figura 9 se muestra la distribución estadística de la relación DQBO₅/DQO.

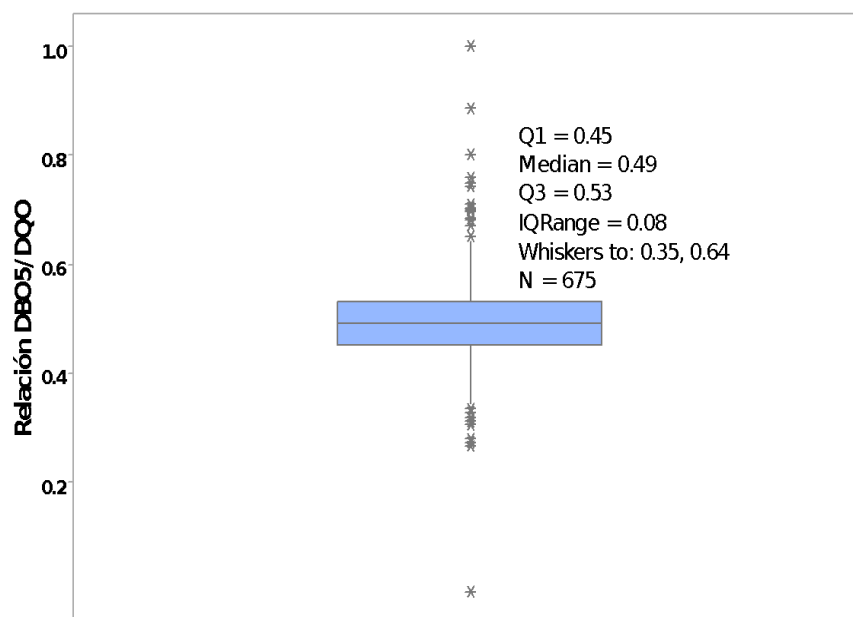


Figura 9. Distribución estadística de la relación DBO_5/DQO del afluente de la PTAR-C

El resultado del estudio de 675 datos establece que la relación oscila en un rango entre 0,45 y 0,53, con una media de tendencia de 0,49. A partir de la estadística descriptiva se obtuvo que con un intervalo de confianza del 95% la media se mueve entre 0,487 y 0,499. Según el criterio de clasificación de biodegradabilidad de Martínez (2014), el afluente de la PTAR-C puede definirse como un agua de biodegradabilidad alta dado que la relación DBO_5/DQO es superior a 0,40; favoreciendo la actividad biológica para degradar la materia orgánica a partículas más simples, de menor tamaño y densidad.

Determinación del rango de ortofosfatos y nitrógeno amoniacal total, estas variables no se miden constantemente en la PTAR-C, razón por la que el conjunto de datos es pequeño; adicionalmente no sigue un comportamiento simétrico ni Normal (Ver Figura 10 y Figura 11), por lo tanto, el rango de estas variables se determinó con el mínimo y máximo valor reportado por la PTAR-C.

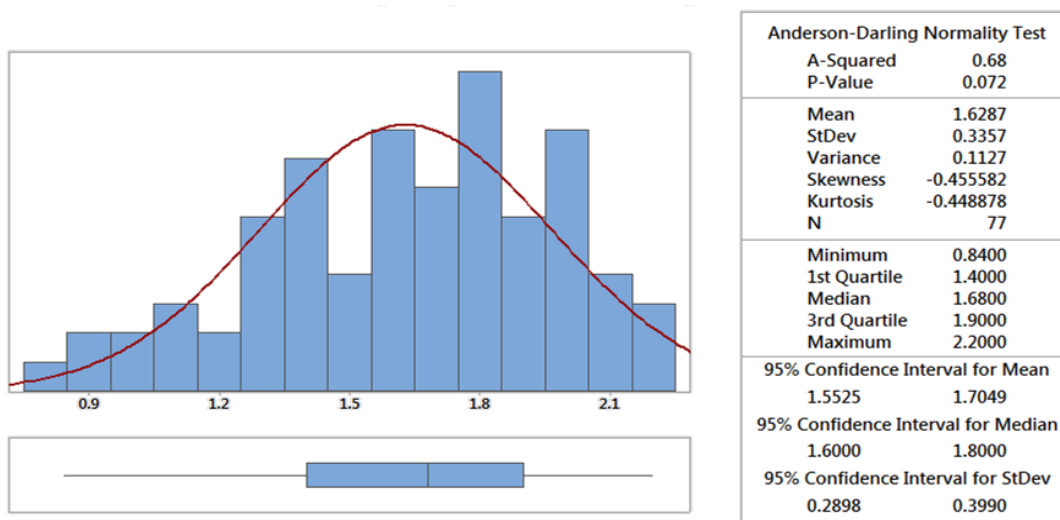


Figura 10. Estadística descriptiva realizada al conjunto de datos de Ortofosfatos

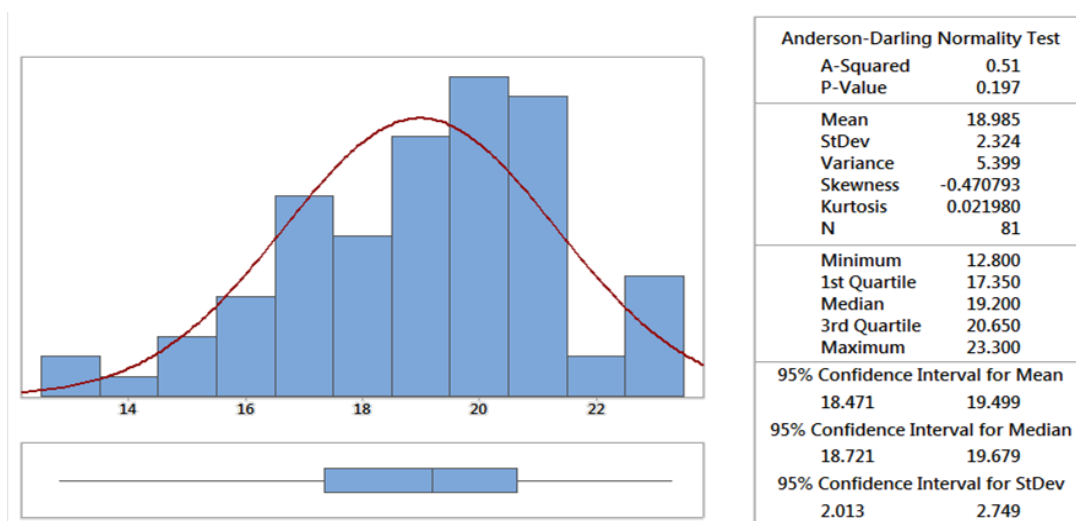


Figura 11. Estadística descriptiva realizada al conjunto de datos de nitrógeno amoniacal

De acuerdo con la Figura 10 y la Figura 11, la concentración de ortofosfatos presente en el AR de la PTAR varía entre 0,84 y 2,20 mg $\text{PO}_4^{3-} \text{L}^{-1}$, mientras que la de Nitrógeno amoniacal oscila de 12,8 a 23,3 mg $\text{N-NH}_4^+ \text{L}^{-1}$.

Rango de pH. El pH se encuentra entre 6,70 y 7,49, valores que representan el valor mínimo y máximo reportado por la PTAR durante el periodo evaluado. Esta es una variable muy importante, ya que determinados procesos químicos solamente pueden ocurrir a un valor determinado de pH. De acuerdo con García y López (2003), un pH que se encuentre entre los valores de 5 a 9 no suele tener un efecto significativo sobre la mayoría de las especies para realizar la actividad biológica. La Figura 12 muestra que el conjunto de datos no sigue una

distribución normal; por lo que no es factible utilizar el diagrama de cajas para definir el rango de esta variable. De este modo, el pH del sustrato sintético se mantendrá dentro del rango mencionado.

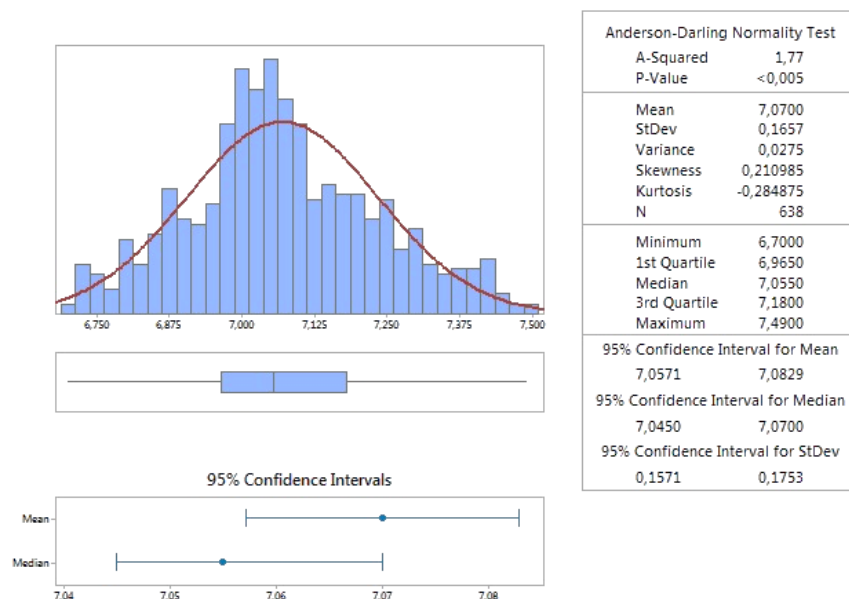


Figura 12. pH afluente PTAR-C

Rango de alcalinidad total. El conjunto de valores históricos sigue una distribución normal. En la Figura 13 se expone que el coeficiente de asimetría es 0,06, cercano a cero y, el valor P (0,883) superior a 0,05, por lo que se establece el rango de alcalinidad acotado desde 136,50 mg L⁻¹ a 150,50 mg L⁻¹.

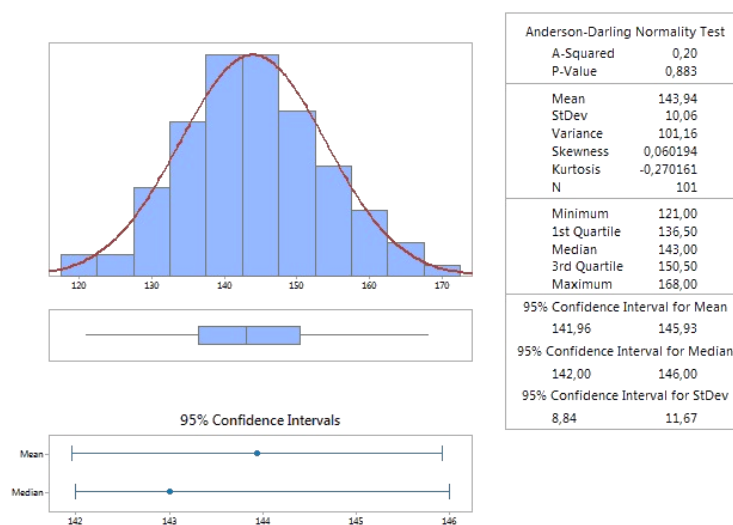


Figura 13. Alcalinidad total del AR afluente a la PTAR-C

Es común encontrar valores altos de alcalinidad total el agua residual doméstica. García y López (2003), establecen que el AR normalmente es alcalina y es una propiedad que adquiere de los materiales añadidos en los usos domésticos. En un agua residual, está provocada por la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos de elementos como el calcio, el magnesio, el sodio, el potasio o el amoníaco, siendo el bicarbonato de calcio y sodio los más comunes.

La alcalinidad total (AT) es la suma de la alcalinidad bicarbonática y la cantidad de ácidos grasos volátiles (AGV). De estos compuestos, son los bicarbonatos los que confieren al agua residual su capacidad buffer, por lo que no es recomendable que haya una excesiva concentración de ácidos grasos volátiles (Ripley et al., 1986); normalmente, se usa la relación AGV/AT como parámetro de control, en el Manual of Practice de la WPCF se recomienda que la relación no pase de 0,3 a 0,4 para evitar la acidificación del agua.

Síntesis de rangos establecidos. El análisis estadístico de las características fisicoquímicas del afluente de la PTAR-C permitió establecer los rangos consignados en la Tabla 10.

Tabla 10. Rangos establecidos para parámetros fisicoquímicos del AR

Parámetro	Unidad	Rango
DQO	mg L ⁻¹	322 ± 41
DBO ₅	mg L ⁻¹	158 ± 20
DBO ₅ /DQO	-	0,49 ± 0,01
SST	mg L ⁻¹	142 ± 22
Ortofosfatos	mg P L ⁻¹	1,52 ± 0,68
Nitrógeno amoniacal	mg N-NH ₃ L ⁻¹	18 ± 5

Los valores determinados de DQO, DBO₅ y SST permiten catalogar el AR de la PTAR-C como diluida, con base en los criterios que se muestran en la Tabla 11.

Tabla 11. Criterio para clasificar el agua residual según su concentración

Parámetro	Unidad	Concentración		
		Baja	Moderada	Alta
DQO	mg L ⁻¹	200 a 400	400 a 800	>800
DBO ₅	mg L ⁻¹	110 a 200	200 a 400	>400
SST	mg L ⁻¹	370 a 730	730 a 1160	>1160
Grasas y Aceites	mg L ⁻¹	50 a 100	100 a 150	>150

Fuente: Metcalf y Eddy (2003); Jordão y Pessoa (2011)

De acuerdo con Mara (2004), cuanta más materia orgánica presenta el ARD, mayor es su concentración y, esto depende en gran medida del consumo de agua per cápita; una concentración alta se puede asociar con casos de bajo consumo de agua, mientras que en casos de alto consumo de agua la concentración será representativamente menor (Henze *et al.*, 2008).

Otro factor que disminuye la concentración del AR es el tipo y estado del alcantarillado, dado que puede permitir la mezcla con otros residuos líquidos de diferentes condiciones a las presentadas en el ARD (Belhadj *et al.*, 1995). Se resalta que factores como la infiltración, variaciones hidrológicas, tipo de tubería, longitud de alcantarillado y sistemas de bombeo (Belhadj *et al.*, 1995) también afecta la concentración del AR. Con respecto a la filtración, este componente de flujo no deseado se introduce a través de las juntas con fugas o las uniones de los usuarios que se encuentran conectados a la red. Los niveles freáticos en temporada de lluvia pueden drenar a los sistemas de alcantarillado, debido a confinaciones de agua subterránea y escorrentía subsuperficial proveniente de ríos y acequias próximos al sistema de drenaje (Wittenberg y Aksoy, 2010).

4.2 Composición del ARD

Para efectos del estudio, se estableció que para definir la composición orgánica del AR de la PTAR-C se tendrá en cuenta lo establecido en la Figura 14, resaltando que estos componentes no explican por completo el total de la materia orgánica presente, pero se consideró de esa forma para simplificar la composición del agua residual sintética.

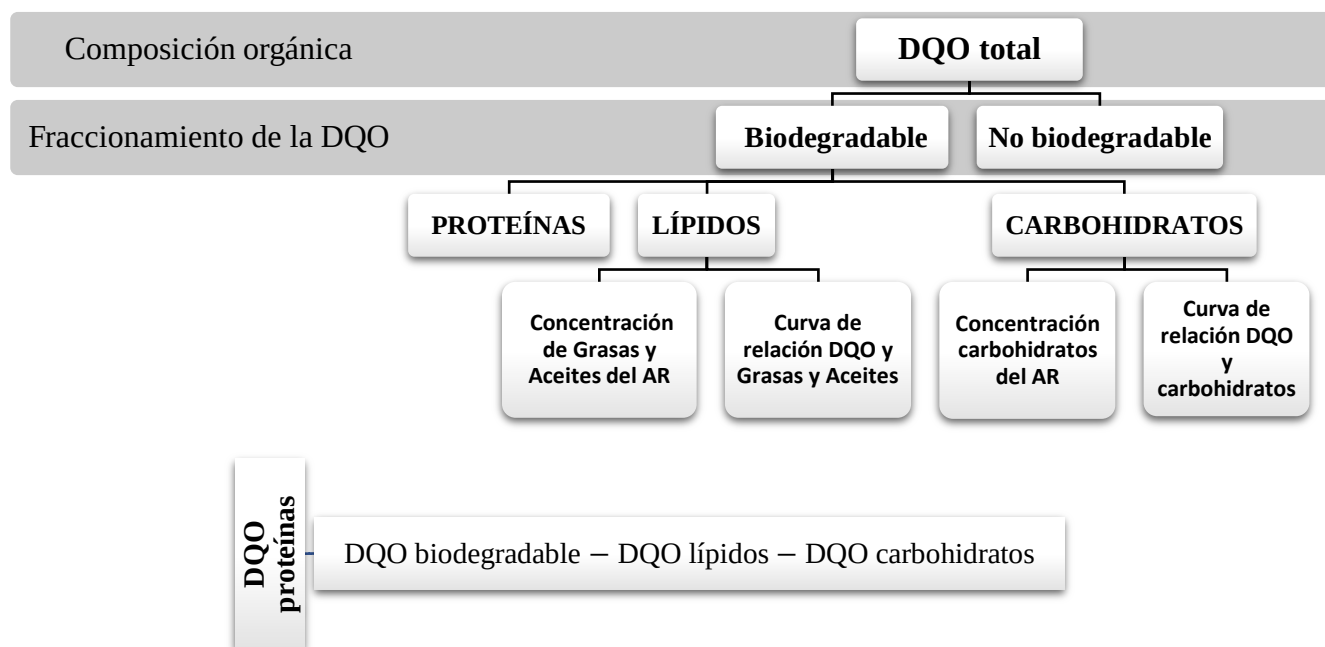


Figura 14. Diagrama de procesos: composición química del AR de la PTAR-C

El aporte porcentual de cada uno de los componentes de la fracción orgánica se expresó en términos de DQO. La determinación del aporte porcentual de los compuestos orgánicos (proteínas, carbohidratos y lípidos) se realizó mediante: (1) definición de la concentración de

carbohidratos y lípidos del agua residual afluyente a la PTAR-C y, (2) definición de la relación masa del compuesto orgánico y DQO, es decir, cuántos mg L^{-1} de DQO aporta un mg L^{-1} de carbohidratos, por ejemplo. Los lípidos fueron representados en términos de grasas y aceites (mg L^{-1}). En la Figura 15 se muestra la secuencia de desarrollo de esta actividad.

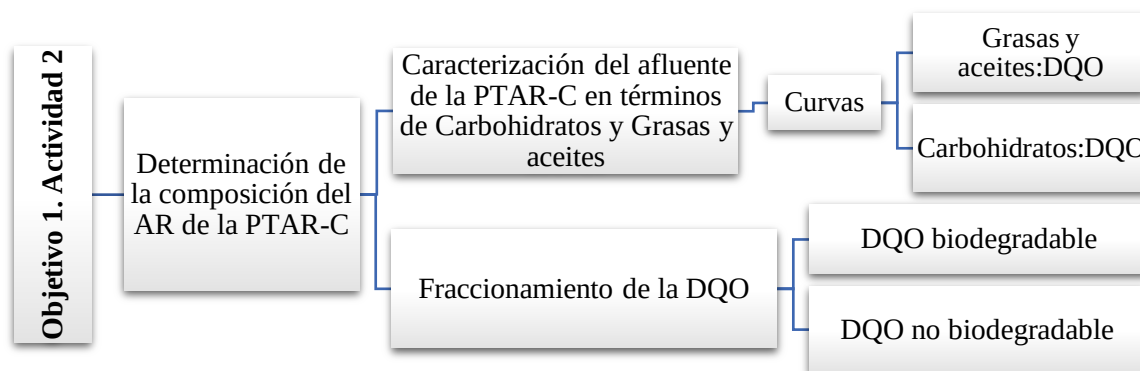


Figura 15. Definición de la composición porcentual de fracción orgánica del afluente de la PTAR-C

4.2.1 Caracterización de ARD de la PTAR-C en términos de Carbohidratos, Grasas y Aceites y DQO

Se realizaron 5 caracterizaciones puntuales en el afluente de la PTAR-C y adicionalmente, se llevó a cabo un análisis estadístico de las determinaciones realizadas por la administración de la PTAR-C en los años 2016 y 2017, para proporcionar mayor consistencia a las caracterizaciones puntuales.

La PTAR-C no caracteriza el AR en términos de carbohidratos; por ello se caracterizó la misma muestra, tomada por el personal de la PTAR-C para determinar grasas y aceites, siguiendo el método Dubois. Este método se fundamenta en que los carbohidratos son particularmente sensibles a ácidos fuertes y altas temperaturas (Dubois et al., 1956). El método es simple, estable y reproducible, logrando acortar el tiempo necesario para la determinación de carbohidratos comparado con otros métodos colorimétricos (López *et al.*, 2017). Adicionalmente, presenta varias ventajas como es la rapidez, sensibilidad a bajas concentraciones de azúcar y los reactivos son baratos y estables. Las interferencias que presenta pueden ser evitadas sin ningún problema (Capelo y Pérez, 2011).

Cada determinación se hizo por duplicado; se adicionó 1 mL de muestra de AR, 0,5 mL de reactivo Fenol al 5% y 2,5 mL de ácido sulfúrico concentrado. Los tubos se incubaron por 15 minutos aislados de la luz directa hasta alcanzar la temperatura ambiente. Se determinó la intensidad del color naranja obtenido en un espectrofotómetro a 490 nm, frente a un blanco preparado de la misma manera utilizando agua destilada. Finalmente, se calculó la cantidad de carbohidratos presentes en la muestra a partir de una curva patrón preparada con el carbohidrato de interés, tratada de la misma manera que el problema y, empleando la ecuación de la recta $y=a+bx$ obtenida a partir de la curva de estándar (Benitez *et al.*, 2013).

Esta curva estándar se obtiene al diluir sucesivamente la muestra de glucosa que se quiere, graficando la concentración conocida (eje x) contra el valor de la absorbancia medido (eje y), si la curva de calibrado es correcta, el coeficiente de correlación dará un valor aproximado de 1, debido a que este mide la fortaleza relativa de una relación lineal entre dos variables (Quesada, 2007). La caracterización puntual de carbohidratos, G y A y DQO, se presenta en la Tabla 12.

Tabla 12. Caracterización puntual de carbohidratos, G y A y DQO del AR de la PTAR-C

Fecha	Carbohidratos (mg L ⁻¹)	Grasas y Aceites (mg L ⁻¹)	DQO Total (mg L ⁻¹)
13/04/2018	10,31	15,70	230
16/04/2018	17,59	18,70	312
24/04/2018	26,86	13,90	352
26/04/2018	10,87	18,50	341
23/05/2018	17,90	-	273

Los datos expuestos en la Tabla 12 muestran que, generalmente existe una relación entre la concentración de carbohidratos y grasas y aceites con la DQO del AR, en especial, entre la concentración de carbohidratos con la DQO reportada, dado que, a excepción de la última muestra de AR, las demás presentan una relación directamente proporcional entre estos dos parámetros.

Los diferentes valores de concentración en cada una de las variables se asocian con la variabilidad temporal del AR y, esto da razón de la complejidad de llevar a cabo un estudio de investigación con agua residual, por lo que se resalta la ventaja de utilizar un sustrato sintético.

Relación Carbohidratos-DQO. Se preparó una solución concentrada 0,4 g · L⁻¹ de Sacarosa y a partir de esta se realizaron 7 diluciones en balones volumétricos de 100 mL. Cada dilución fue sometida a dos determinaciones, una de Carbohidratos (mg L⁻¹) y otra de DQO (mg L⁻¹). A través de este procedimiento se obtuvo un conjunto de datos con los que se generó un gráfico de dispersión, para conocer la correspondencia entre la concentración de carbohidratos y la DQO. En la Tabla 13 se consigna información sobre las diluciones realizadas y la DQO determinada y, en la Figura 16 se presenta la correlación.

Tabla 13. Diluciones de sacarosa para curva de relación DQO y carbohidratos

Dilución	V Solución concentrada (mL)	Concentración dilución sacarosa (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)
1	5	20	25,00
2	10	40	68,33
3	15	60	90,00
4	20	80	150,00

Dilución	V Solución concentrada (mL)	Concentración dilución sacarosa (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)
5	25	100	151,67
6	30	120	173,33
7	35	140	231,67

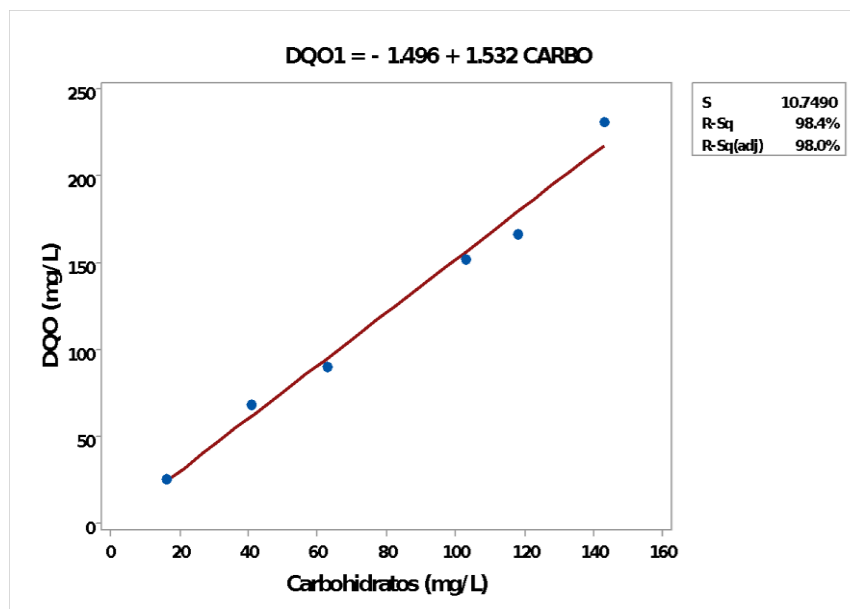


Figura 16. Relación carbohidratos: DQO

El análisis de varianza de la línea de regresión de los datos, arrojado por la herramienta Minitab 17, mostró un valor del parámetro P igual a 0,00. De acuerdo con la hipótesis con que trabaja el programa, para un 95% de confianza si el valor P es menor a 0,050 significa que hay relación entre las variables, de modo que la concentración de carbohidratos tiene influencia directa en la concentración de DQO. Adicionalmente el coeficiente de determinación R^2 mostró un valor de 98,4% lo que significa que el modelo explica con esa proporción la relación entre las variables

Relación Grasas y Aceites-DQO. A partir de una solución concentrada de 7 g L⁻¹ de aceite de soya más 2 gotas de detergente (para emulsionar las grasas), se realizaron 4 diluciones en matraces volumétricos de 1000 mL. Cada dilución fue sometida a dos determinaciones, una de Grasas y Aceites (mg L⁻¹), a partir del método Soxhlet, y otra de DQO (mg L⁻¹). Luego, con el conjunto de datos obtenido, se generó un gráfico de dispersión para conocer la correspondencia entre la concentración de Grasas y Aceites y la DQO. En la

Tabla 14 se consigna información sobre las diluciones realizadas, la concentración de G y A y la DQO determinada y, en la Figura 17 y Figura 18 se presentan las respectivas correlaciones.

Tabla 14. Diluciones de G y A para curva de relación DQO y grasas y aceites

Dilución	V Solución concentrada (mL)	Aceite + detergente (mg · L ⁻¹)	Concentración de G y A (mg · L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)
1	1,430	10	7,98	33,45
2	2,140	15	10,74	65,50
3	2,855	20	11,90	72,09
4	3,571	25	14,53	75,73

En las columnas 3 y 4 de la Tabla 14, se puede observar que la relación de recuperación del compuesto utilizado para preparar las soluciones varía ampliamente, desde una recuperación de 58% en la dilución No. 4 hasta 80% en la dilución No. 1.

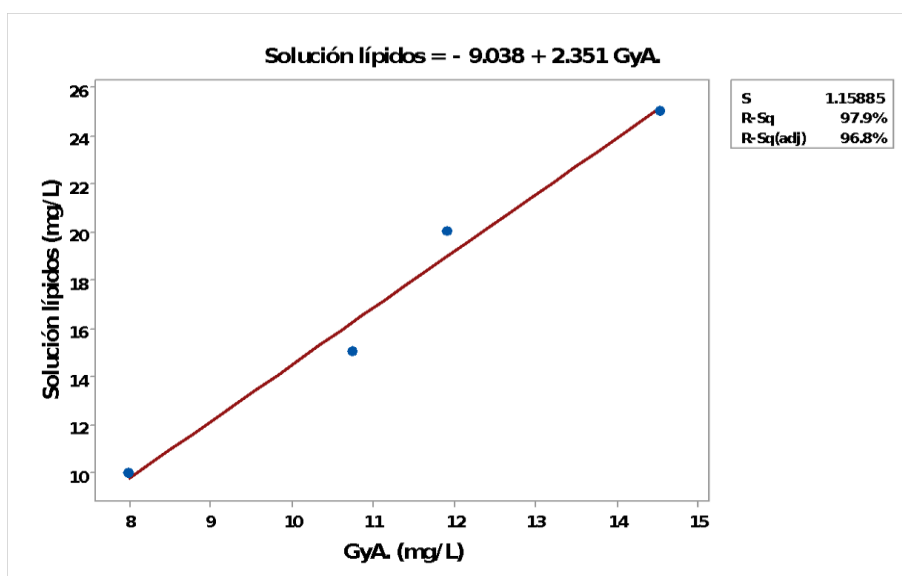


Figura 17. Relación G y A en solución orgánica de lípidos

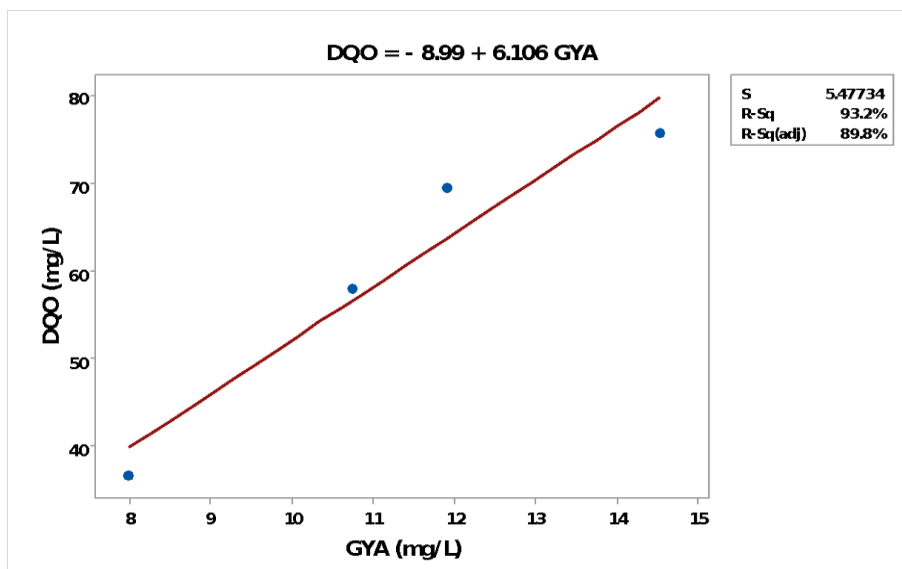


Figura 18. Relación grasas y aceites:DQO

Para las correlaciones entre la solución de aceite de soya y G y A y entre G y A y DQO, el valor del parámetro P fue igual a 0,011 y 0,034 respectivamente (Minitab, 2018); de modo que con un 95% de confianza hay relación entre las variables. El modelo arrojado por la herramienta estadística, dado el coeficiente de determinación R^2 con un valor de 97,9% y de 93,2% respectivamente, explica con esa proporción la relación entre las variables.

El coeficiente de determinación entre G y A vs DQO se puede asociar a la alta variabilidad de la determinación de G y A que se muestra previamente en la Tabla 14.

4.2.2 Fraccionamiento de la DQO

Para determinar la fracción de DQO biodegradable se realizó al AR de la PTAR-C un ensayo de biodegradabilidad; concluyendo a partir de la revisión de ensayos normalizados por la OCDE que el ensayo más conveniente, en términos económicos y facilidad de aplicación, es la prueba Zahn Wellens.

El principio del ensayo de Zahn Wellens radica en realizar una mezcla que contiene la sustancia de prueba, nutrientes minerales y lodo activado en medio acuoso, sometida a agitación y aireación a una temperatura entre 20 y 25 °C en la oscuridad o en luz difusa hasta un máximo de 28 días. Se ejecutan dos mezclas adicionales, en paralelo, que contienen lodo activado y nutrientes minerales, pero no sustancia de prueba. Una de las mezclas se llama control, la cual además de lodo y solución de nutrientes, contiene una sustancia de biodegradabilidad conocida y se monta con el fin de verificar la capacidad funcional del lodo, la biodegradación del compuesto

seleccionado debe alcanzar al menos un 70% en 14 días. La otra mezcla es el blanco, que contiene únicamente lodo activado y nutrientes minerales (OCDE, 1992).

Las mezclas deben garantizar una relación sustrato/inóculo adecuada, de modo que haya suficiente biomasa para la degradación de la materia orgánica presente en el agua residual, por consiguiente la adición de volúmenes de lodo activo y de AR está condicionada por la relación SSV:DQO que debe estar entre 2,5:1 y 4:1 (OCDE, 1992).

La preparación y/o acondicionamiento de los componentes de cada reactor se hizo previo al proceso de mezclado. Para el Test o sustancia de prueba, se tomó una muestra puntual de AR afluente a la PTAR-C y esta fue caracterizada en términos de DQO. Para el Control se preparó una solución concentrada de etilenglicol de $1 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ y se determinó su DQO. En la Tabla 15 se consigna la caracterización del AR y el compuesto de referencia (etilenglicol).

Tabla 15. Caracterización: AR y etilenglicol

DQO	ARD afluente a la PTAR-C (mg L^{-1})	Etilenglicol (mg L^{-1})
Total	496,75	1.024,74
Soluble	218,63	-
$\text{DQO}_{\text{Soluble}}/\text{DQO}_{\text{Total}}$	0,44	-

El lodo activado utilizado fue tomado directamente del tanque de aireación de la Planta de Tratamiento de Agua Residual Doméstica “El Caney”. En la Tabla 16 se detalla su caracterización.

Tabla 16. Caracterización lodo activo

Materia Seca	Lodo activo PTAR El Caney (mg L^{-1})
ST	8.984
SST	7.988,90
SSV	6.433,33

Se usaron reactores de 3,5 L de capacidad con un volumen útil de 2 L. El ensayo se desarrolló en condiciones adecuadas de agitación, aireación y protección de los reactores en términos de ingreso de insectos que pudiesen degradar la MO y afectar los resultados de biodegradabilidad, para esto último se usó una bolsa plástica. En la Figura 19 se presenta una foto del montaje.



Figura 19. Reactores para el montaje del ensayo de biodegradabilidad del AR real

El lodo activo fue acondicionado mediante varios lavados con agua de grifo, hasta eliminar considerablemente trazas de materia orgánica que pudieran afectar significativamente la concentración de DQO en las mezclas de cada reactor. El tratamiento se realizó mediante los siguientes pasos: (1) verter el lodo hasta la mitad de un cono de sedimentación, (2) completar el volumen con la adición de agua de grifo previamente almacenada en un recipiente desde el día anterior para eliminación de cloro remanente, (3) mezclar y dejar que ocurra la sedimentación del lodo, (4) retirar el sobrenadante; repetir los tres últimos pasos hasta lograr un sobrenadante de apariencia clara, como se muestra en la Figura 20. Luego de este procedimiento se sometió el lodo a aireación hasta el momento del montaje.



Figura 20. Lavado del lodo activo

La solución de nutrientes minerales fue preparada con el stock de soluciones que se muestran en la Tabla 17, mezclando 10 mL de solución “A” con 800 mL de agua destilada, luego se adicionó 1 mL de soluciones “B”, “C” y “D”, completando finalmente a 1 L.

Tabla 17. Soluciones stock para preparación de medio de nutrientes minerales

Solución A: 200 mL	
Reactivo	Cantidad (g)
KH_2PO_4	1,70
K_2HPO_4	4,35
Na_2HPO_4	3,14
NH_4Cl	0,10
Solución B: 100 mL	
Reactivo	Cantidad (g)
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	3,64
Solución C: 100 mL	
Reactivo	Cantidad (g)
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	2,25
Solución D: 500 mL	
Reactivo	Cantidad (g)
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0,025
EDTA	0,040

Fuente: OCDE (1992)

Con base en los resultados de caracterización, se determinó el volumen de cada componente en los reactores de modo que, se pudiese obtener una relación sustrato/inóculo adecuada (Ver Tabla 18).

Tabla 18. Volumen de lodo, solución de nutrientes y sustancia de prueba

Reactor	Contenido	Volumen (mL)		
		Lodo	Solución de minerales	Sustancia de prueba
TEST	AR + lodo + Nutrientes minerales	380	320	1.300
BLANCO	lodo + Nutrientes minerales	380	1.620	-
CONTROL	Etilenglicol + lodo + Nutrientes minerales	380	990	630

En el tiempo cero ($t = 0$ horas) se caracterizó la mezcla en cada reactor para conocer la relación sustrato/inóculo. En la Tabla 19 se consignan los resultados de dicha caracterización.

Tabla 19. Contenido de SSV y DQO inicial en cada reactor

Reactor	SSV (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)		Relación SSV: DQO
		Total	Soluble	
TEST	1.224	638,73	408,02	1,92
BLANCO	648	135,89	98,92	4,77
CONTROL	776	640,21	-	1,21

El proceso de biodegradación se controla mediante la determinación de DQO o carbono orgánico disuelto (COD), en muestras filtradas tomadas a intervalos diarios u otros intervalos de tiempo. Otras variables de seguimiento son el OD (mg L⁻¹) y el pH; el oxígeno no deberá caer por debajo de 1 mg L⁻¹ y el pH deberá estar en el intervalo de 6,50 a 8 (OCDE, 1992).

El seguimiento de la DQO, total y soluble, se hizo en los tiempos 0, 3, 14, 17, 19, 38, 46, 63, 89, 107 y 131 horas, para una duración total de 5,46 días de ensayo.

Seguimiento del pH. Durante el desarrollo de la prueba el pH osciló, en los reactores del Test, Blanco y Control, dentro del rango recomendado en el protocolo de Zahn Wellens (6,50 y 8,0). En la Figura 21 se muestra la distribución estadística del comportamiento en cada uno de los reactores, exponiendo que la media del parámetro estuvo cercana a 7,0, por lo tanto, la actividad metabólica de los microorganismos no fue impedida por la concentración de iones hidrógeno en el medio.

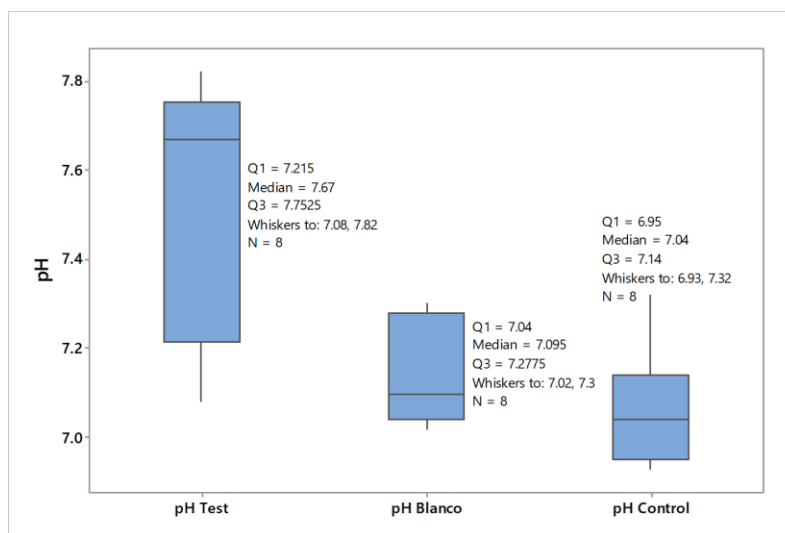


Figura 21. Distribución estadística del pH en los reactores

La mezcla de soluciones cercanas a la neutralidad, aportó positivamente con la regulación del pH; la solución de nutrientes minerales pudo aportar alcalinidad al medio por el aporte de cationes como Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ y K⁺. El pH en todos los reactores osciló entre 6,90 y 7,82. Aunque el Blanco y el Control presentaron valores más bajos que el Test, este comportamiento

no tiene incidencia negativa en la reproducibilidad e interpretación de los resultados, ya que la variación no es significativa.

Seguimiento del Oxígeno Disuelto (OD). La concentración de OD se mantuvo, en todos los reactores, por encima de 1 mg L⁻¹ como recomienda el protocolo de la prueba. El rango común osciló entre 5 y 6,50 mg L⁻¹. En la Figura 22 se muestra la distribución estadística de las mediciones diarias de OD en cada reactor.

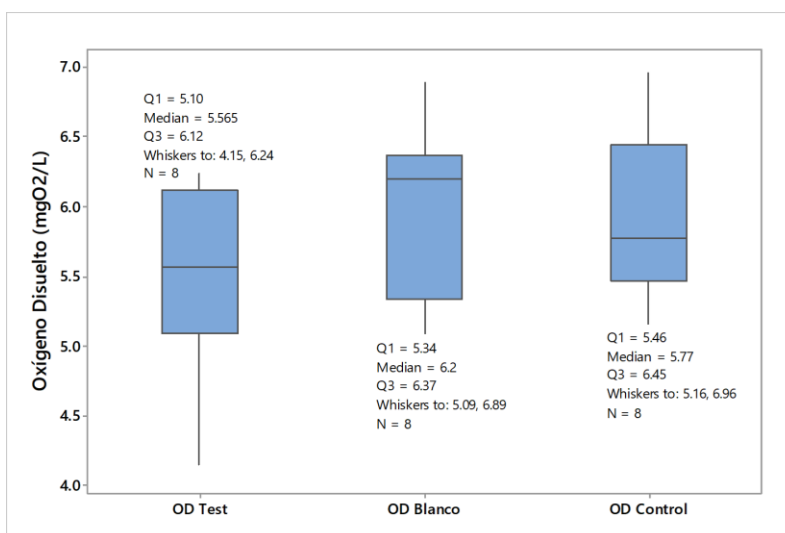


Figura 22. Distribución estadística del OD en los reactores

Los tres reactores presentaron un comportamiento semejante con relación al oxígeno disuelto, por lo tanto, las condiciones experimentales del proceso se llevaron a cabo en condiciones similares. No obstante, el Test presentó valores de OD menores, hecho que se puede explicar por la mayor actividad biológica que pudo presentarse en el reactor.

Seguimiento de la Temperatura (°C). La temperatura ambiente y al interior de los reactores se mantuvo con pequeñas variaciones. No se consiguió estar dentro del rango recomendado en el protocolo (20 a 25 °C) por las condiciones ambientales en que se desarrolló la prueba. En la Figura 23 se muestra la distribución estadística de la temperatura ambiente y al interior de los reactores.

En general, la temperatura ambiente osciló en un rango entre 24 °C y 31,10 °C, con una media de tendencia sobre los 29 °C. Al interior de los reactores la media de tendencia se mantuvo cercana a 28 °C. Pese a no conseguir el rango sugerido, los valores de temperatura durante la prueba se encuentran dentro del rango mesofílico (12 °C a 38°C) que permite el desarrollo óptimo de las actividades microbianas (Hernández, 1992) y un aumento en la tasa de reacciones bioquímicas y procesos de transferencia de sustrato (Tsang *et al.*, 2007).

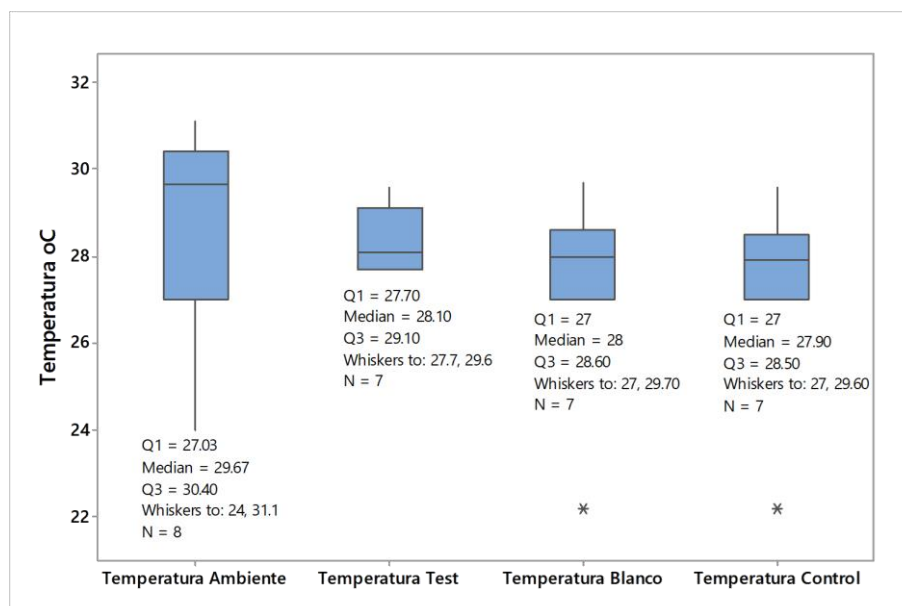


Figura 23. Distribución estadística de la temperatura ambiente y al interior de los reactores

La temperatura tiene incidencia sobre otras variables, como es el caso del OD; su efecto radica en la disminución de la solubilidad del oxígeno con el incremento de la misma. Durante la prueba, la temperatura no afectó la concentración de OD. Por consiguiente, la temperatura no fue un factor limitante para la actividad de biodegradación.

Seguimiento de la DQO. El comportamiento de reducción de la DQO en los reactores Test y Blanco se muestra en la Figura 24. En $t = 0$ horas, el Test presentó un valor de $638,73 \text{ mg L}^{-1}$. El protocolo de la prueba menciona que el Test debe iniciar con concentraciones de DQO entre 100 y 1.000 mg L^{-1} . Con relación al Blanco, se observa que al inicio de la prueba ($t = 0 \text{ h}$) presentó una DQO sobre $190,61 \text{ mg L}^{-1}$, valor que se asocia con trazas de materia orgánica presente en el lodo.

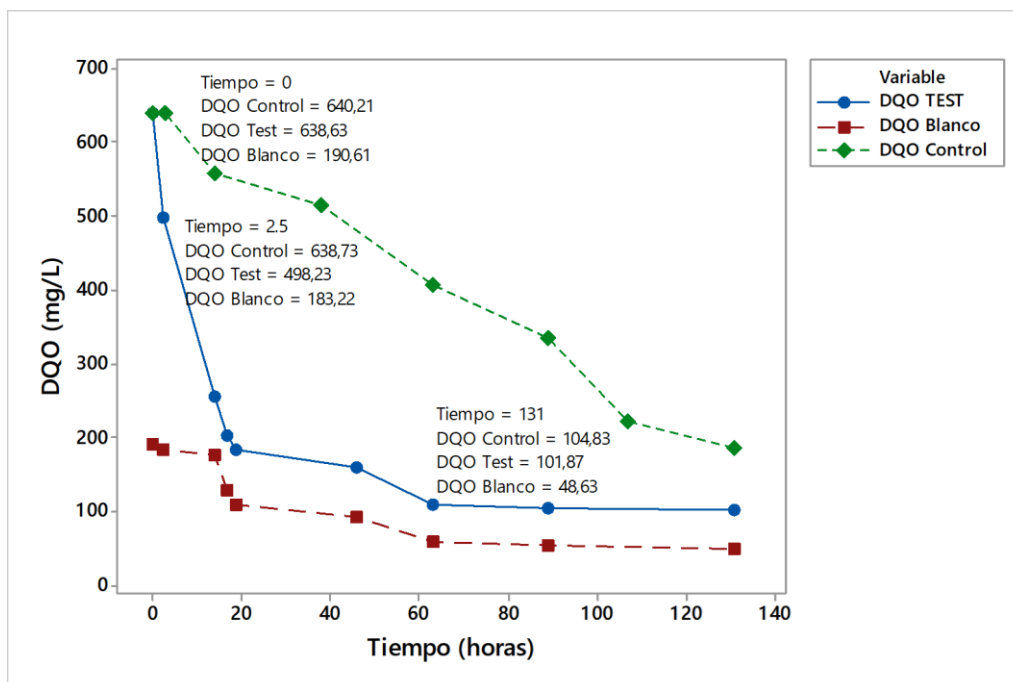


Figura 24. Reducción de DQO Test y Blanco: prueba Zahn Wellens

A las 3 horas la concentración de DQO, en los reactores Test y Blanco, se redujo a valores de 498,23 y 183,22, respectivamente. En el caso del Test, se explica esta reducción por la asimilación del material orgánico por parte de la biomasa y, en el blanco, esta reducción se asocia a la inexistencia de una fuente externa de carbono y en consecuencia la ocurrencia de respiración endógena.

Se observó un rápido descenso de las concentraciones de DQO en el Test, con lo que se corrobora el potencial de biodegradabilidad del agua residual doméstica y la presencia mayoritaria de compuestos biodegradables.

Con 131 horas de ensayo se observó la DQO en el Test y en el Blanco, con un comportamiento estable, lo que supuso un consumo casi total del sustrato, y en consecuencia el desmonte de la prueba.

Con respecto al Control, se evidencia una reducción de DQO constante que se atribuye a la asimilación del sustrato, por parte de la biomasa activa. Esta reducción de DQO permite deducir que el lodo utilizado presentó una actividad biológica eficiente, dado que a las 107 horas los microorganismos asimilaron y transformaron casi la totalidad del sustrato.

Por otro lado, se hizo un análisis de la DQO filtrada del TEST, fracción que corresponde a la materia orgánica filtrada por membrana de 0,45 micras y es una aproximación de la DQO soluble; autores como Levine *et al.* (1991) realizaron una recopilación de estudios sobre la

distribución granulométrica exhibida por la materia orgánica en el AR, obteniendo que el 31% está representada por materia orgánica soluble. En el caso del AR afluente a la PTAR-C, la DQO filtrada en el tiempo cero representa el 30,66% de la DQO total, hecho que reafirma la composición orgánica típica del agua residual doméstica. En la Figura 25 se muestra el comportamiento de reducción de DQO filtrada, alcanzando al momento de desmonte de la prueba el 92,54% de remoción comparado con el valor reportado en el tiempo 0.

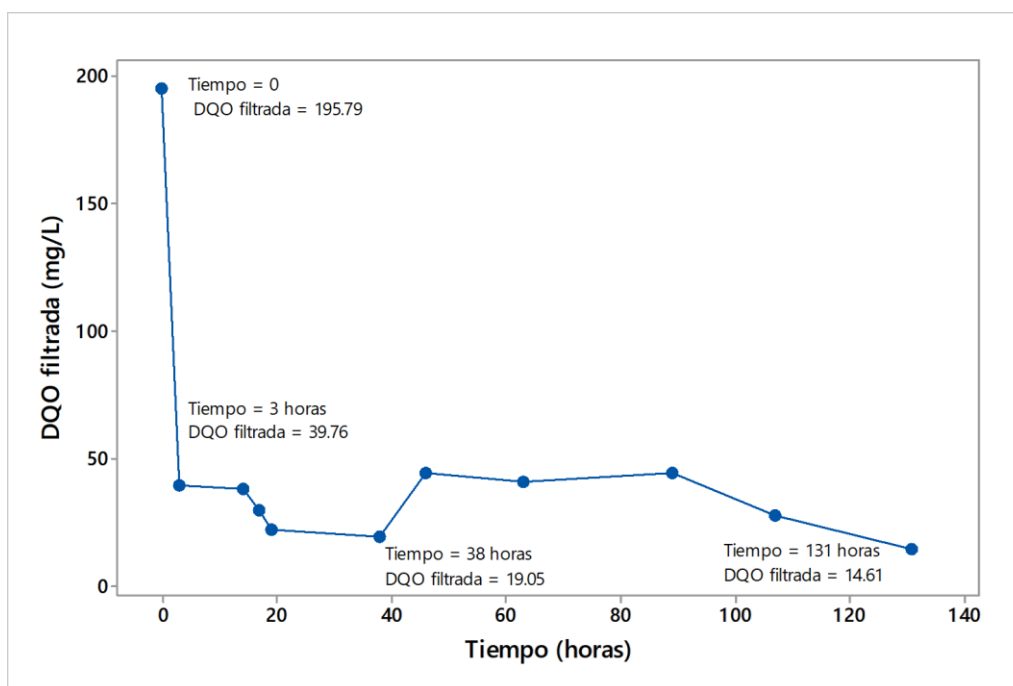


Figura 25. DQO filtrada del TEST

La DQO filtrada se redujo en aproximadamente 80% durante las 3 primeras horas del ensayo. Después de las 3 horas, la reducción de DQO filtrada se da de forma más lenta y a las 38 horas se observa un incremento, situación que se atribuye a un aumento de la DQO de los compuestos de lenta degradación; estos últimos compuestos incluyen un amplio rango de partículas de diferentes tamaños que no pueden pasar a través de la pared celular y por esto, necesitan de un proceso extracelular conocido como hidrólisis, antes de poder ser absorbidas (Cárdenas y Ortiz, 2014).

Biodegradabilidad del AR de la PTAR-C. Una vez realizado el montaje de la prueba de biodegradabilidad, mediante la Ecuación 2 se hizo seguimiento del porcentaje de biodegradación en el tiempo, el cual fue proporcionado por la relación de DQO eliminada, corregida por el blanco (OCDE, 1992).

$$D_t = \left[1 - \frac{C_t - C_B}{C_A - C_{BA}} \right] * 100$$

Ecuación 2

Donde:

D_t : Porcentaje de degradación en el tiempo t .

C_A : Concentración (mg L^{-1}) de DQO en la suspensión de prueba medida después de $3 \text{ h} \pm 30 \text{ min}$ de incubación.

C_t : Concentración media (mg L^{-1}) de DQO en la suspensión de prueba en el tiempo t .

C_{BA} : Concentración media (mg L^{-1}) de DQO en los blancos medidos después de $3 \text{ h} \pm 30 \text{ min}$ de incubación.

C_B : Concentración media (mg L^{-1}) de DQO en los blancos en el tiempo t .

En la Figura 26 se presenta el comportamiento temporal de la biodegradabilidad del AR de la PTAR-C. En un periodo de 17 horas se superó el 70% de biodegradabilidad, por lo que, de acuerdo con el protocolo Zahn Wellens, se define la sustancia prueba como un compuesto de biodegradabilidad intrínseca.

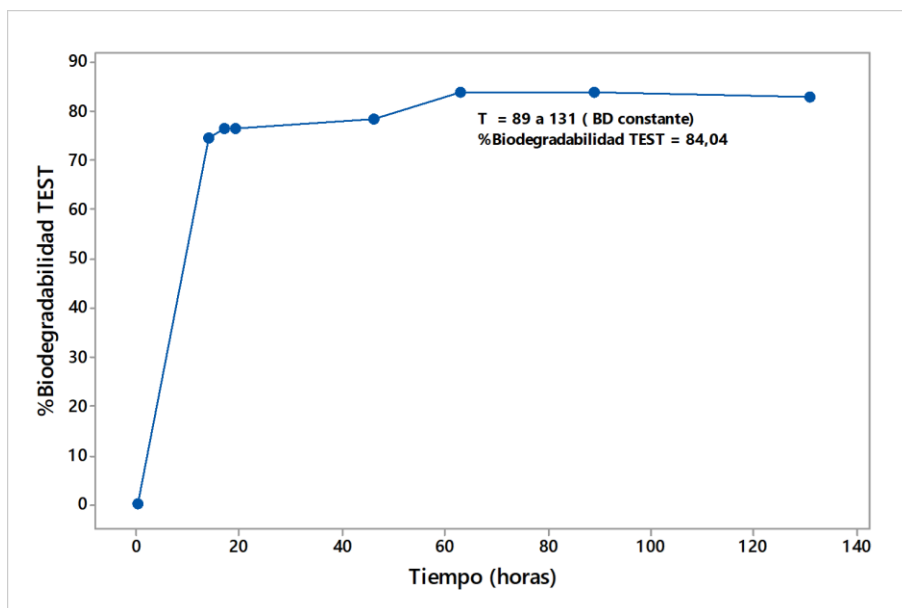


Figura 26. Porcentaje de biodegradabilidad AR PTAR-C

Aunque en las primeras 17 horas se observó una eliminación rápida de MO, luego hasta las 131 horas el comportamiento siguió una eliminación lenta hasta estabilizarse, este puede atribuirse a la degradación de compuestos más complejos como la celulosa u otros.

Hay grandes diferencias en el nivel de degradación de los compuestos orgánicos, sabiéndose que la celulosa es uno de los compuestos orgánicos de más difícil degradación biológica (Blundi, 1988), en su hidrólisis enzimática la celulosa se degrada hasta glucosa. La celulosa forma largas cadenas debido a fluctuante ordenación espacial de los puentes de hidrógeno, que se unen en forma de haz (Beyer y Walter, 1987).

El AR, bajo las condiciones dadas, presentó un porcentaje de biodegradabilidad del 84,04%, este alto porcentaje de eliminación se puede atribuir a la alta concentración de proteínas, lípidos y carbohidratos en el AR, compuestos biodegradables.

Estos resultados son una buena aproximación de la biodegradabilidad del AR de la PTAR-C dado que el ensayo se realizó bajo las condiciones ambientales del entorno y, de acuerdo con Romero (2000), bajo condiciones aerobias se espera que la reducción esté alrededor del 85%.

Biodegradabilidad del control. Los resultados muestran que el etilenglicol bajo las condiciones del ensayo y al momento de su desmonte ($t = 131$ horas), alcanzó un porcentaje de degradación de 87,66% (Ver Figura 27), este resultado valida la selección del inóculo para el ensayo de biodegradabilidad. En un tiempo de 110 horas la sustancia alcanzó el porcentaje de biodegradación de 70%, en concordancia con lo establecido en el protocolo Zahn Wellens, el cual indica que la biomasa tuvo una alta capacidad de asimilación y transformación del sustrato; corroborando que el compuesto tiene biodegradabilidad intrínseca.

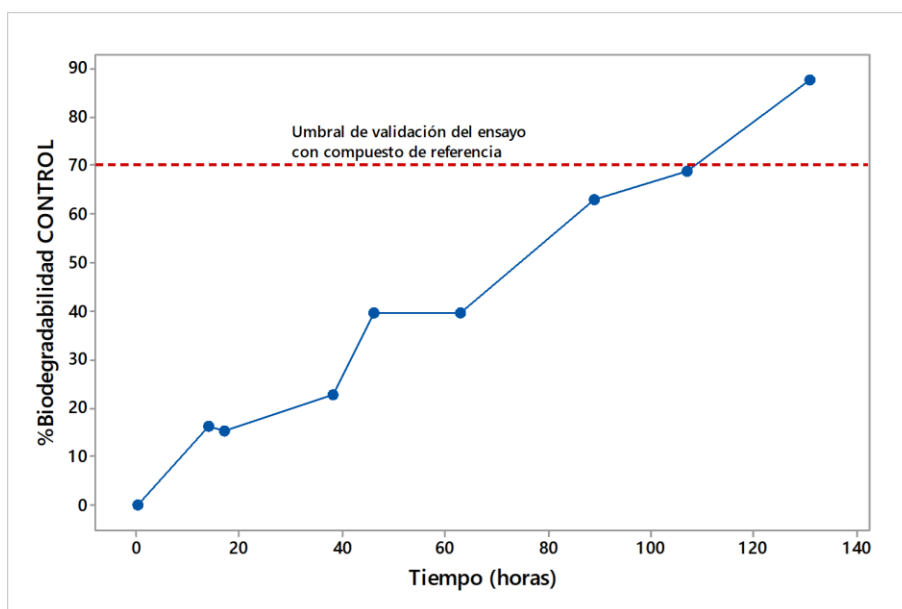


Figura 27. Porcentaje de biodegradabilidad Control: prueba Zahn Wellens

Composición: aporte porcentual de proteínas, carbohidratos y lípidos a la DQO del afluente de la PTAR-C

Para efectos prácticos, se tuvo en cuenta que en el afluente de la PTARC-C las proteínas, carbohidratos, lípidos y otros compuestos no identificados, explican la totalidad de la DQO en su fracción biodegradable, compuestos biodegradables no identificados. En la fracción de proteínas, se contempla el hecho de que los aminoácidos (base de las proteínas) y monosacáridos

(carbohidratos simples) son rápidamente biodegradables, mientras que los compuestos conformados por cadenas largas como proteínas, lípidos y polisacáridos son de biodegradabilidad lenta (Dignac *et al.*, 2000).

Teniendo en cuenta que la DQO biodegradable establecida mediante el ensayo de biodegradabilidad fue de 84,04% de la DQO_{Total}, y que esta se atribuye a la presencia de carbohidratos, lípidos, proteínas y algunos compuestos no identificados, fue posible fraccionar porcentualmente el aporte de DQO de cada uno de los compuestos considerados, usando las curvas de DQO en función de la concentración de carbohidratos y Lípidos (Grasas y aceites) previamente determinadas. El aporte de DQO de las proteínas y los compuestos BD no identificados, se determinó restándole a la DQO biodegradable la DQO aportada por carbohidratos y Lípidos. En la Tabla 20 se consigna la concentración y el aporte porcentual de los carbohidratos a la DQO del AR.

Tabla 20. Composición orgánica del AR de la PTAR-C

Compuesto orgánico	Concentración ^a (mgL ⁻¹)	DQO ^a (mgL ⁻¹)	DQO (%) ^b
Carbohidratos	18,4 ± 8	26,7 ± 12,3	8,29
Lípidos	17,0 ± 2,7	94,8 ± 16,5	29,44
Proteínas + Compuestos BD no identificados	-	200,5 ± 12,2	46,31
	DQO total (mg L ⁻¹) ^a	322 ± 41	
	DQO biodegradable (m L ⁻¹)	270,61 ± 34,46	84,04

^a Valores promedio, ^b Porcentaje teniendo en cuenta el valor medio de la DQO total

De acuerdo con autores como por Scotti (1968), Tebbutt (1977) y Sophonsiri y Morgenroth (2004), las proteínas hacen el aporte principal a la materia orgánica presente en el AR, hecho que coincide con lo establecido en el agua residual de la ciudad de Cali. Como segundo contribuyente en importancia porcentual encontrado se tienen los lípidos; que al ser sumado con las proteínas más compuestos no identificados representan cerca del 80% de la MO, valor que se explica por la ingesta de comidas con alto contenido de carnes y grasas. Según Yao (2014) los principales contribuyentes de proteínas a la dieta humana y al AR doméstica son cereales, huevos, carne, mariscos y las verduras, y los mismos alimentos, sin contar las verduras y cereales, además de los productos lácteos y aceites de cocina son los principales contribuyentes de la grasa en los alimentos y, por tanto, la fuente de lípidos en el ARD. El aporte representativo de los lípidos también puede atribuirse a vertimientos industriales sobre el alcantarillado público que no cumplen con la normatividad vigente.

De acuerdo con un informe de auditoría gubernamental sobre vertimientos puntuales al Río Cali realizado en el 2007, las grasas animales y los aceites son el tercer componente más importante de los alimentos en Santiago de Cali, englobando las grasas animales, aceites, ceras y otros constituyentes presentes en el agua residual. También, se menciona que a la fecha existían 96

estaciones de servicio en la ciudad y, según el informe de gestión del Grupo Empresarial, los vertimientos de muchas estaciones incumplían el parámetro de grasas y aceites, aumentando su concentración en el alcantarillado, agua superficial y subterránea (Erazo *et al.*, 2007).

Por su parte, la baja contribución de carbohidratos a la MO del AR de la PTAR-C no necesariamente está asociada con un bajo consumo de harinas y otras comidas ricas en carbohidratos, sino que puede ser atribuida a su naturaleza fácilmente biodegradable. Autores como Raunkjaer *et al.* (1994) evidenciaron durante el día y la noche una variación de 10% en la fracción de DQO aportada por los carbohidratos, la cual atribuyeron a su rápida degradación y a los diferentes tiempos de residencia en el alcantarillado municipal.

La fracción orgánica del afluente de la PTAR-C varía comparativamente del fraccionamiento característico de otras ciudades; autores como Scotti (1968), Tebbutt (1977), Raunkjaer (1994) y Sophonsiri y Morgenroth (2004) han presentado estudios con las distribuciones porcentuales orgánicas de otras partes del mundo y, de acuerdo con los datos relacionados en la Tabla 21 se evidencia que la composición orgánica varía significativamente en cada zona y el compuesto que predomina en su contribución está determinado por las costumbres de alimentación, y por otro lado, el cumplimiento de la normatividad en materia de vertimientos por parte de los establecimientos comerciales que tienen permiso de uso del alcantarillado público.

Tabla 21. Fraccionamiento de la MO en varias ciudades del mundo

Contribución %	Scotti (1968)	Tebbutt (1977)	Raunkjaer (1994)	Sophonsiri y Morgenroth (2004)	PTAR Cañaveralejo 2018
Proteínas	40	65	31	28	47,4
Lípidos	10	10	45	31	28,6
Carbohidratos	50	25	15	18	8

4.3 Componentes del sustrato y cantidades

Esta actividad permite la preparación del sustrato sintético. En la Figura 28 se muestra una secuencia general de la actividad.

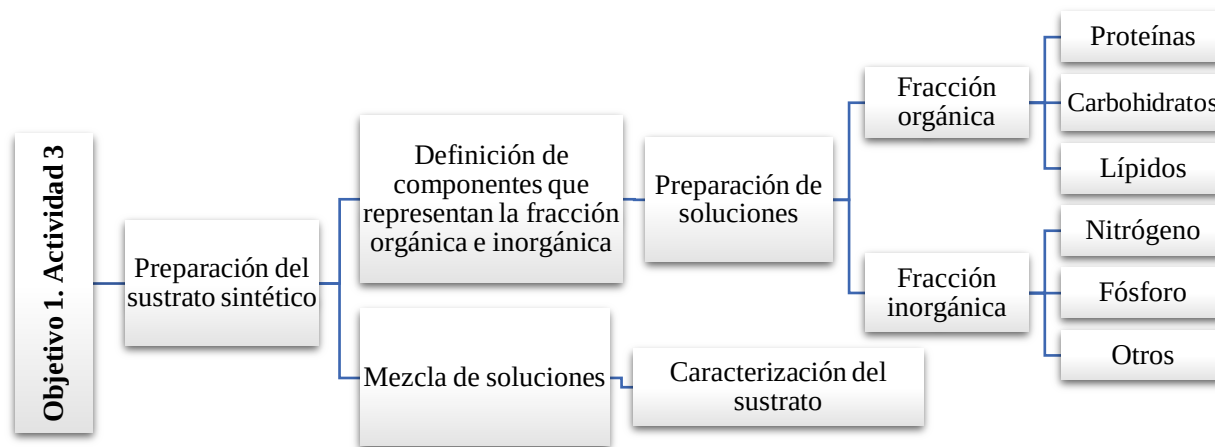


Figura 28. Actividades de preparación del sustrato

4.3.1 Definición de componentes del sustrato sintético

De acuerdo con las investigaciones realizadas por autores como Panswad *et al.* (1988), De Sousa *et al.* (1997), Nopens *et al.* (2001), Ruiz *et al.* (2006), González y Saldarriaga (2008), Saldarriaga *et al.* (2010), Ardekani *et al.* (2015) y Li *et al.* (2016), el AR sintética se ha obtenido a partir de compuestos químicos que emulan valores próximos de los principales parámetros que la constituyen o del parámetro que se desea evaluar, según sea el interés del estudio. Sin embargo, no se considera el detalle de su composición química; generando posiblemente una diferencia en el rendimiento de los procesos bioquímicos que tiene lugar cuando esta se somete a tratamiento biológico, dado que la velocidad de degradación de los compuestos no es la misma.

En este proyecto se definió el uso de compuestos que representan cada uno de los constituyentes químicos principales del ARD, basados en su composición orgánica e inorgánica. En cuanto a la composición orgánica, las investigaciones han mostrado que los principales componentes orgánicos son las proteínas, grasas y carbohidratos (Yao, 2014). Mientras que la composición inorgánica está representada por sólidos formados principalmente por nitrógeno (N), fósforo (P), cloruros, sulfatos, carbonatos y bicarbonatos; siendo el N y P los principales nutrientes encontrados en el AR (Martínez, 2014). El ortofosfato o fósforo soluble representa más del 60% del fósforo total en el ARD (Tanner, 2001) y es la forma inorgánica más fácilmente asimilable por los microorganismos; mientras que alrededor del 40% del nitrógeno en el AR se encuentra en forma orgánica y el 60% en forma de amonio (Martínez, 2014). Teniendo en cuenta la composición del AR, varios autores han implementado la utilización de diversos compuestos de fácil obtención y preparación, para representar químicamente el ARD real, los cuales se consignan en la Tabla 22.

Tabla 22. Composición de sustratos sintéticos utilizados por varios autores

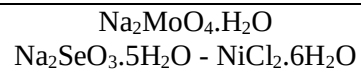
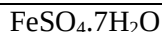
Autor	Compuestos orgánicos	Compuestos inorgánicos
Rodríguez (1993), Torres et al. (1996)	<i>Proteína</i>	
	Extracto de carne	Solución de sales minerales propuesta por Vazoller (1988)
	<i>Carbohidratos</i>	
	Sacarosa	Solución de micronutrientes propuesta por Touzel y Albagnac (1983)
	Almidón	
	Celulosa	
	<i>Lípidos</i>	
	Aceite de Soya	
Universidad de Valencia (2000)	<i>Proteína</i>	
	Gelatina	Sulfato de magnesio $MgSO_4 \cdot 7H_2O$
	<i>Carbohidratos</i>	
	Almidón	Fosfato Mono potásico KH_2PO_4
	<i>Lípidos</i>	Sulfato de Amonio $(NH_4)_2SO_4$
	Jabón de tocador	Bicarbonato de Sodio $NaHCO_3$
	Leche en polvo ^a	
Norma Alemana DIN 38412 (2000)	<i>Proteína</i>	Urea $(CO(NH_2)_2)$
	Peptona	Sulfato de magnesio $MgSO_4 \cdot 7H_2O$
	Extracto de carne	Fosfato Mono potásico KH_2PO_4
		Cloruro de Calcio $CaCl_2 \cdot H_2O$
		Cloruro de sodio $NaCl$

^a Actúa como fuente de carbohidratos, proteína y grasas.

La selección de los productos se hizo con base en su facilidad de adquisición en términos económicos y de consecución local. Los compuestos seleccionados para reproducir la fracción orgánica e inorgánica del sustrato sintético a desarrollar se consignan en la Tabla 23.

Tabla 23. Compuestos orgánicos e inorgánicos para el desarrollo del sustrato sintético

Fracción Orgánica		
<i>Fuente de proteína</i>	<i>Fuente de carbohidratos</i>	<i>Fuente de lípidos</i>
Extracto de carne en polvo	Almidón de maíz Azúcar morena Papel higiénico	Aceite de soya
Fracción inorgánica		
<i>Fuente de Nitrógeno</i>	<i>Fuente de Fósforo</i>	<i>Fuente de sales y micronutrientes</i>
Cloruro de Amonio (NH_4Cl)	Ácido ortofosfórico (H_3PO_4)	<i>Sales</i>
		<i>Micronutrientes</i>
		K_2HPO_4
		KH_2PO_4
		$NaCl$
		$MgCl_2 \cdot 6H_2O$
		$CaCl_2 \cdot 2H_2O$
		$ZnCl$ anhidro - $CuCl_2 \cdot 2H_2O$
		H_3BO_3 - $NaCl$



El aporte de proteína al sustrato sintético se realizó con extracto de carne, un polvo fino, fluido, ligeramente higroscópico, de color amarillo cremoso que contiene aminoácidos, péptidos de cadena corta derivados de la digestión enzimática de carne de alta calidad (Chaitanya, 2018).

En cuanto a carbohidratos, el azúcar morena representa el grupo de los disacáridos; mientras que el papel higiénico (como celulosa) y el almidón de maíz, a los polisacáridos más importantes (Heidelberger y Hobby, 1942), estos pueden descomponerse en monosacáridos que es la forma más simple como se encuentran los carbohidratos (Melo y Cuamatzi, 2007).

En la fracción de lípidos se optó por utilizar un aceite de origen vegetal (aceite de soya): el grano de soya contiene 21% de aceite, es rico en ácidos grasos poliinsaturados como linolénico (8%), oleico (24%), linoleico (54%), y solo un 13% de ácidos grasos saturados (Valencia y Garzón, 2004). Los aceites de origen vegetal son las principales fuentes de ácidos linoleico y linolénico (Ziller, 1996). El aceite de soya es de alta digestibilidad, considerado como un aceite de alta calidad en comparación a otras grasas (Valencia y Garzón, 2004).

Por otro lado, en la Tabla 24 se describen cada uno de los compuestos utilizados para representar la fracción inorgánica del sustrato sintético.

Tabla 24. Descripción de compuestos de soluciones inorgánicas

Componente	Fórmula	Descripción
Fuente de nitrógeno Cloruro de Amonio	NH_4Cl	En estado sólido la coloración varía entre incoloro y blanco. Es inodoro e higroscópico en diversas formas. Su punto de sublimación es de 350 °C. Su densidad relativa es 1,5. Solubilidad en agua: 370 g L ⁻¹ a 20°C.
Fuente de fósforo Ácido ortofosfórico	H_3PO_4	Es un ácido débil. El ácido ortofosfórico es un ácido triprótico, es decir, puede donar sus tres átomos de hidrógeno como protones en solución acuosa. Por lo tanto, puede formar tres series de sales: dihidrogenofosfatos, que contienen el ion H_2PO_4^- ; hidrogenofosfatos, que contienen el ion HPO_4^{2-} ; y ortofosfatos, que contienen el ion PO_4^{3-} . La fuente más común de ácido fosfórico es una solución acuosa al 85%; tales soluciones son incoloras, inodoras y no volátiles. Solubilidad en agua: 446 g (100 mL) ⁻¹ a 14,95°C.
<i>Sales</i>		
Ortofosfato dipotásico de hidrogeno	K_2HPO_4	Polvo cristalino, cristales incoloros o blancos. pH de solución al 1% entre 8,7 y 9,4 UN. Muy soluble en agua
Ortofosfato mono	KH_2PO_4	Polvo cristalino, cristales incoloros e inodoros. pH de

Componente	Fórmula	Descripción
potásico de dihidrógeno Cloruro de sodio	NaCl	solución al 1% entre 4,2 y 4,8 UN. Muy soluble en agua. Sólido blanco cristalino. Muy soluble en agua. Sabor salado
Cloruro de magnesio hexahidratado	MgCl ₂ .6H ₂ O	Escamas o cristales muy deliquescentes. Muy soluble en agua.
Cloruro de calcio dihidratado	CaCl ₂ .2H ₂ O	Polvo higroscópico o cristales deliquescentes de color blanco sin olor. Totalmente soluble en agua. Color azul verdoso. Se usa para eliminar fosfatos en las plantas de depuración municipales e industriales para prevenir la eutrofización de masas de agua superficiales. Solubilidad en agua 29,50 g (100mL) ⁻¹
Sulfato ferroso heptahidratado	FeSO ₄ .7H ₂ O	Polvo blanco cristalino o amorfo. Inodoro e insípido. Prácticamente insoluble en agua. Es la causa principal del agua dura.
Carbonato de calcio	CaCO ₃	
<i>Micronutrientes</i>		
Cloruro de hierro (iii) hexahidratado	FeCl ₃ .6H ₂ O	Masas deliquescentes de color amarillo parduzco. En agua es de color amarillo claro, solubilidad 920 g L ⁻¹ a 20°C. pH=1,80 UN (Solución 10 g L ⁻¹).
Cloruro de manganeso tetrahidratado	MnCl ₂ .4H ₂ O	Solubilidad 1980 g L ⁻¹ a 20°C. pH= 4 a 6 UN (Solución 50 g L ⁻¹).
Cloruro de cobalto 6-hidratado	CoCl ₂ .6H ₂ O	Sólido de color rosa, inodoro. Solubilidad en agua 767 g L ⁻¹ a 0°C.
Cloruro de calcio dihidratado	CaCl ₂ .2H ₂ O	Polvo higroscópico o cristales deliquescentes de color blanco sin olor. Totalmente soluble en agua.
Cloruro de Zinc anhidro	ZnCl ₂	Cristales inodoros, incoloros o blancos. Sus soluciones acuosas presentan carácter ácido, debido a que el ion Zn ²⁺ es un ácido de Lewis. Por ejemplo una solución acuosa 6 Molar tiene un pH de 1. ³
Cloruro de cobre dihidratado	CuCl ₂ .2H ₂ O	Un sólido de color verde amarillento que absorbe lentamente la humedad para formar un dihidrato de color azul verdoso. En solución al 5% pH 3,50 UN.
Ácido borácico	H ₃ BO ₃	Cristales inodoros, incoloros, transparentes, o gránulo o polvo blanco. pH de una solución acuosa del 3.3% entre 3,8 y 4,8 UN.
Molibdato de sodio	Na ₂ MoO ₄ .2H ₂ O	Polvo blanco soluble a pH ácido. También puede estar en estado líquido de aspecto cristalino con un leve color amarillo
Selenito de sodio	Na ₂ SeO ₃ .5H ₂ O	Cristal de aguja blanca, fácil desgaste en el aire seco.

Componente	Fórmula	Descripción
pentahidratado		Fácilmente soluble en agua. Es un agente oxidante débil. Reacciona con ácidos para producir ácido selenoso
Cloruro de Níquel hexahidratado	$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	Es verde. Los cloruros de níquel son delicuescentes y absorben la humedad del aire para formar una solución. Se ha demostrado que las sales de níquel son cancerígenas para los pulmones y las fosas nasales, en casos de exposición por inhalación a largo plazo. Solubilidad en agua $123,80 \text{ g (100mL)}^{-1}$ a 25°C y $160,70 \text{ (100mL)}^{-1}$ a 100°C .

Fuente: IARC; WP enciclopedia libre; Seidell y Linke (1952); Holleman y Wiberg (2001); Chang (2001); Powell *et al.* (2005); Barros (2008); Grimsrud y Andersen (2010); Loeser *et al.* (2011); Madan y Chand (2012)

4.3.2 Soluciones: cantidades y mezcla

Preparación de soluciones de la fracción orgánica. El procedimiento para preparar las soluciones orgánicas del sustrato sintético, denominadas “solución de extracto de carne-S₁”, “solución de azúcar morena-S₂₍₁₎”, “solución de almidón de maíz-S₂₍₂₎”, “solución de papel higiénico-S₂₍₃₎” (estas tres últimas corresponden al aporte de carbohidratos) y “solución de aceite de soya-S₃”, se describe a continuación:

1. Cada solución madre fue preparada con un valor de concentración que no superó la concentración de saturación de los compuestos, para minimizar errores al momento de determinar la DQO, dado que al pipetear una cantidad de solución concentrada es posible que se extraiga parte del compuesto no disuelto, afectando significativamente la lectura de DQO, de igual forma la concentración no debe ser tan baja que requiera grandes volúmenes para garantizar la DQO esperada. Para la preparación de las soluciones se usó agua de grifo y agitación para disolver el compuesto. En el caso de la solución de aceite, por cada 1.000 mL se adicionaron 4 gotas de detergente líquido con el objetivo de emulsionar las grasas, además de ser un componente usual del ARD. La solución de extracto de carne se filtró con un colador de 2 mm de tamaño de poro.
2. A las soluciones preparadas se les determinó la DQO, con el propósito de caracterizar y conocer qué volumen de cada solución se debía adicionar al sustrato sintético, para obtener así el valor de DQO dentro del rango encontrado en el estudio estadístico del AR de la PTAR-C.
3. Las soluciones permanecieron refrigeradas durante el periodo de ensayo para evitar alteraciones de las características iniciales. Se hizo seguimiento de la DQO cada 15 días, para verificar que no hubiese un proceso de degradación significativo. No se recomienda almacenar las soluciones por más de 20 días.

En la Figura 29 se muestran las 5 soluciones preparadas para el aporte de la fracción orgánica al sustrato sintético. Los resultados de caracterización en términos de DQO se presentan en la Tabla 25.



Figura 29. Soluciones de la fracción orgánica

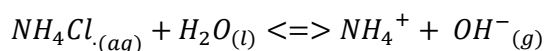
Tabla 25. Características de las soluciones orgánicas para la mezcla del sustrato

Solución	Compuesto	Concentración (g L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)
S ₁	Extracto de carne	0,4	476,05
S ₂₍₁₎	Azúcar morena	0,3	313,36
S ₂₍₂₎	Almidón de maíz	0,8	690,50
S ₂₍₃₎	Papel higiénico	0,15	169,90
S ₃	Aceite de soya + detergente	0,2	348,86

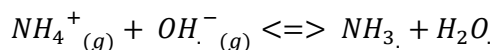
Preparación de soluciones de la fracción inorgánica

Para las soluciones de Cloruro de amonio (NH₄Cl) y ácido fosfórico (H₃PO₄), se tuvo en cuenta la dinámica de reacción de estos reactivos con el agua.

La Ecuación 3 y la Ecuación 4 describen las reacciones químicas del cloruro de amonio y el ácido fosfórico al ser mezclados con agua. El resultado de las reacciones genera: NH₄⁺ y PO₄³⁻, respectivamente, que son los elementos de interés.



Ecuación 3



El ion amonio resultante es un ácido conjugado fuerte que reacciona con cualquier base, regenerando la molécula neutra de amoníaco. De acuerdo con la Figura 30, el grado en que se forma el ion amonio depende del pH de la solución; con pH inferior a 6 predomina el ion amonio en solución, a mayor pH más amoníaco y menos amonio (Aberiak, 2018).

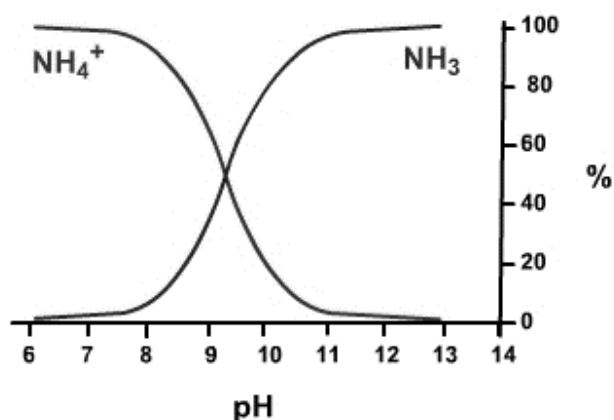
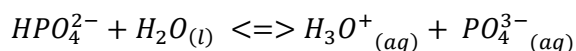
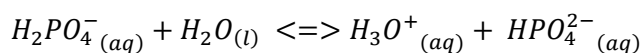
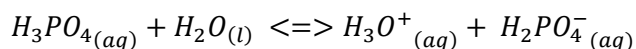


Figura 30. Ionización del amoníaco y pH
Fuente: Salama et al. (2013)

El comportamiento de ionización del amoníaco muestra la relación con que se puede encontrar cada especie en el agua residual real y, teniendo en cuenta que el AR de la PTAR-C presenta valores alrededor de la neutralidad, se puede predecir que hay predominio del ion amonio; esto se puede reproducir en el sustrato sintético garantizando igualmente un pH cercano a la neutralidad.

Por otro lado, el ácido fosfórico es un ácido triprótico; esto significa que puede disociarse en agua hasta tres veces, liberando cada vez un protón al agua como se muestra en las siguientes reacciones (Powell et al., 2005).



Ecuación 4

En la Figura 31 se muestran tres regiones donde predomina cada especie de acuerdo con el pH del medio.

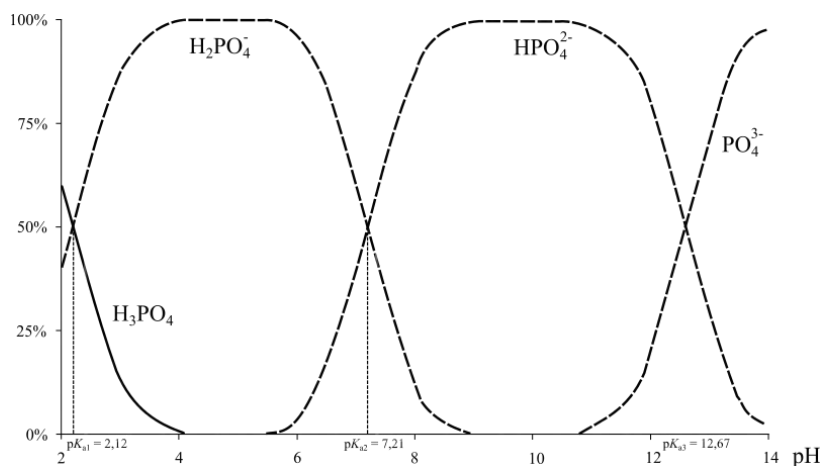


Figura 31. Diagrama de disociación de ácido fosfórico

Fuente: Wolfe et al. (2008)

El comportamiento de ionización mostrado permite predecir que cerca de la neutralidad predomina el fósforo en forma de compuesto ácido y en la forma iónica HPO_4^{2-} , por lo tanto se debe garantizar en el sustrato sintético un pH cercano a 7 como es característico del afluente de la PTAR-C.

Para preparar la solución de ácido fosfórico se usó un ácido con 85% de pureza, por esto, la cantidad de compuesto utilizado para que la solución madre tuviese una concentración de 0,1% H_3PO_4 V/V fue igual a 0,59 mL

$$\text{Volumen}_{\text{H}_3\text{PO}_4} = \frac{500 \text{ mL} \times 0,1\%}{85\%} = 0,59 \text{ mL } \text{H}_3\text{PO}_4$$

Las concentraciones de las soluciones de cloruro de amonio y ácido se consignan en la Tabla 26.

Tabla 26. Soluciones de cloruro de amonio y ácido fosfórico

Solución	Compuesto	Concentración de solución madre	Volumen preparado (mL)	Cantidad del compuesto
S ₄	Cloruro de Amonio	5 g L ⁻¹	100	0,50 g
S ₅	Ácido fosfórico	0,1% v/v	500	0,59 mL

En la Tabla 27 se establece la equivalencia en masa entre el compuesto principal de la solución y el elemento de interés a partir de sus pesos molares y la relación estequiométrica, con el objetivo de conocer la concentración de NH_4^+ y PO_4^{3-} en la solución concentrada correspondiente.

Tabla 27. Soluciones de cloruro de amonio y ácido fosfórico

Compuesto	Peso molar (g mol ⁻¹)	Elemento de interés	Peso molar (g mol ⁻¹)	Equivalencia en masa
NH ₄ Cl	53,491	NH ₄ ⁺	18,04	2,965 g NH ₄ Cl / g NH ₄ ⁺
H ₃ PO ₄	97,994	PO ₄ ³⁻	95,98	1,032 g H ₃ PO ₄ / g PO ₄ ³⁻

La equivalencia en masa del compuesto permitió establecer que la concentración aproximada de ion Amonio en la solución de cloruro de Amonio era de 1.686,341 mg NH₄⁺ L⁻¹ y 1.927 mg PO₄³⁻ L⁻¹ en la solución de ácido fosfórico, a partir del procedimiento que se muestra a continuación.

$$[NH_4^+] = \frac{5 \text{ g } NH_4Cl}{L} \times \frac{1 \text{ g } NH_4^+}{2,965 \text{ g } NH_4Cl} \times \frac{1.000 \text{ mg } NH_4^+}{1 \text{ g } NH_4^+} = 1.686,341 \text{ mg } NH_4^+ \cdot L^{-1}$$

La densidad del ácido fosfórico es 1.685 g L⁻¹. Entonces, la concentración de ion ortofosfato en la solución preparada es:

$$[PO_4^{3-}] = \frac{0,59 \text{ mL } H_3PO_4}{0,50 \text{ L}} \times \frac{1 \text{ L}}{1.000 \text{ mL}} \times \frac{1.685 \text{ g } H_3PO_4}{L \text{ } H_3PO_4} \times \frac{1 \text{ g } PO_4^{3-}}{1,032 \text{ g } H_3PO_4} = 1.927 \text{ mg } PO_4^{3-} \cdot L^{-1}$$

Preparación de soluciones de sales minerales y micronutrientes

Las soluciones de sales y micronutrientes son compuestos comunes en el ARD; estas soluciones fueron preparadas según lo recomendado por Vazoller (1988) y Touzel y Albagnac (1983). Cada solución de sales minerales fue preparada en balones volumétricos de 100 mL con agua destilada, y sometida a agitación manual hasta obtener total dilución del reactivo. En la Tabla 28 se establecen las concentraciones de cada solución preparada.

Tabla 28. Soluciones de sales minerales (macronutrientes)

Sal	Concentración (g L ⁻¹)	Volumen (mL de solución por cada L de AR preparada)
K ₂ HPO ₄	6	3,75
KH ₂ PO ₄	6	1,04
NaCl	12	20,80
MgCl ₂ ·6H ₂ O	2	3,50
CaCl ₂ ·2H ₂ O	1,60	2,80
FeSO ₄ ·7H ₂ O	10	20

Sal	Concentración (g L ⁻¹)	Volumen (mL de solución por cada L de AR preparada)
CaCO ₃	12	10

Fuente: Vazoller (1988)

La solución de micronutrientes fue preparada con agua destilada en un balón volumétrico de 1 L adicionando las cantidades consignadas en la Tabla 29.

Tabla 29. Cantidad de reactivo para solución de micronutrientes

Compuesto	Concentración (g · L ⁻¹)
FeCl ₃ ·6H ₂ O	1,350
MnCl ₂ ·4H ₂ O	0,100
CoCl ₂ ·6H ₂ O	0,024
CaCl ₂ ·2H ₂ O	0,100
ZnCl ₂	0,100
CuCl ₂ ·2H ₂ O	0,025
H ₃ BO ₃	0,010
NaCl	1
Na ₂ SeO ₃ ·5H ₂ O	0,026
NiCl ₂ ·6H ₂ O	0,120

Fuente: Touzel y Albagnac (1983)

A partir del reconocimiento de la composición y distribución porcentual orgánica del afluente de la PTAR-C y la definición del rango de variación de la DQO, se llevó a cabo el proceso de mezcla de las soluciones preparadas.

Determinación de volúmenes y mezcla. En primera instancia, se mezclaron las soluciones de la fracción orgánica realizando modificaciones hasta alcanzar reproducibilidad de la DQO del ARD de la PTAR-C. Esta mezcla se hizo teniendo en cuenta la DQO de las soluciones concentradas, el aporte de DQO de cada una de ellas al agua residual sintética y el volumen de agua residual sintética a preparar. Se aplicó la Ecuación 5 para determinar el volumen a adicionar para la preparación del agua residual sintética.

$$V_{Si} * C_{Si} = V_{ARS} * C_{ARS} \quad \text{Ecuación 5}$$

Donde:

V_{Si}: Volumen de la solución i

C_{Si}: DQO de la solución i

V_{ARS}: Volumen de agua residual sintética a preparar

C_{ARS} : DQO del agua residual sintética

La Figura 32 esquematiza el procedimiento aplicado para determinar el volumen de cada solución.

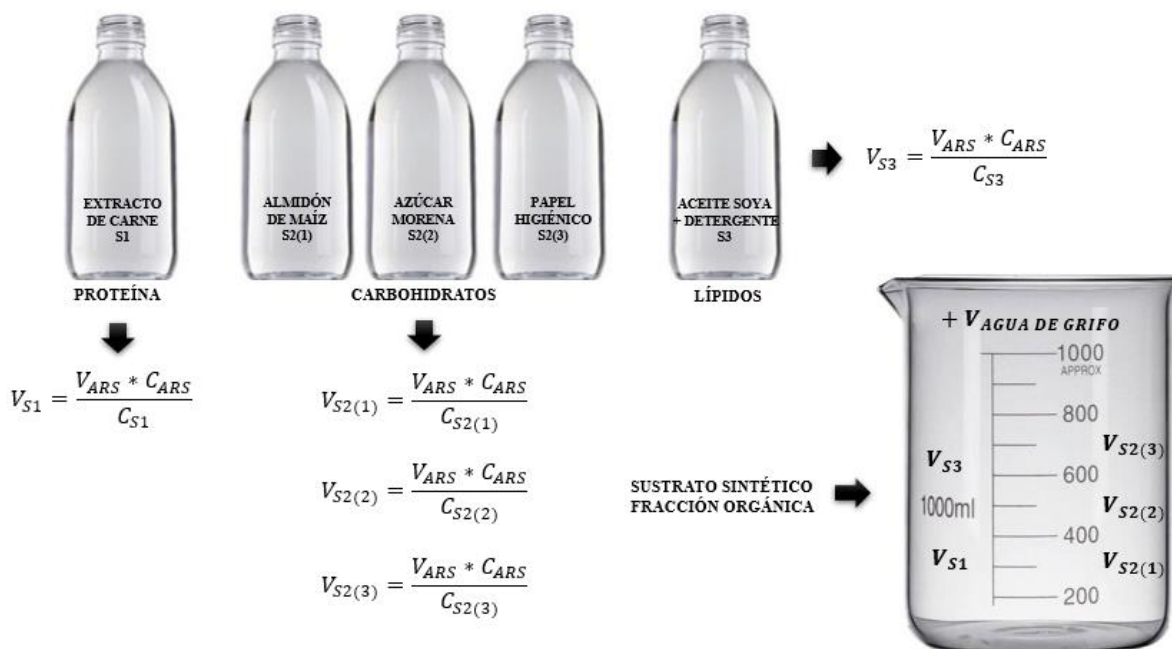


Figura 32. Determinación de volúmenes de fracción orgánica para el sustrato sintético

La concentración de DQO en el sustrato sintético fue 288 mg L^{-1} , valor que corresponde al 84,04% de la DQO_{Total} . En la Tabla 30 se presentan los volúmenes determinados para preparar 1 L de agua residual sintética.

Tabla 30. Volúmenes de soluciones orgánicas para preparar el sustrato sintético

Solución	Concentración de la solución (g L^{-1})	DQO solución (mg L^{-1})	Aporte teórico a la DQO (mg L^{-1})	Volumen de la solución (mL)
S ₁	0,4	476,05	153,40	322,24
S ₂₍₁₎	0,8	690,50	15,46	22,38
S ₂₍₂₎	0,3	313,36	5,15	16,44
S ₂₍₃₎	0,15	169,90	5,15	30,32
S ₃	0,2	348,86	91,45	262,14

Para establecer los volúmenes de las soluciones de cloruro de amonio y ácido fosfórico requerido en el sustrato sintético, para obtener una concentración de NH_4^+ (Media: 18 mg L^{-1}) y PO_4^{3-}

(Media: 1,52 mg L⁻¹) aproximada a la concentración reportada en el histórico del AR de la PTAR-C se usó la *Ecuación 6*.

$$C_1V_1=C_2V_2$$

Ecuación 6

Donde

C₁: Concentración media de elemento de interés en el afluente de la PTAR-C

V₁: Volumen a preparar de AR sintética

C₂: Concentración de elemento de interés en la solución concentrada (cloruro de Amonio o ácido fosfórico)

V₂: Volumen a adicionar de solución concentrada al AR sintética

En la Tabla 31 se consigna el volumen establecido por cada solución teniendo en cuenta que se preparó 1 L de AR sintética.

Tabla 31. Volumen de soluciones de cloruro de amonio y ácido fosfórico en el sustrato sintético

Solución	Elemento de interés	Concentración de solución madre	Concentración elemento de interés en solución madre (mg L ⁻¹)	Concentración en sustrato sintético (mg L ⁻¹)	Volumen de solución a adicionar al sustrato sintético (mL)
Cloruro de amonio	NH ₄ ⁺	5 g L ⁻¹	1.682,34	18	10,68
Ácido fosfórico	PO ₄ ³⁻	0,1% v/v	1.927	1,52	0,52

Procedimiento para preparar 1 L de agua residual sintética

Materiales y equipos: beaker de 1000 mL, beaker de 500 mL, probeta de 100 mL, micropipeta y agitador.

1. Verter 300 mL de agua de grifo (previamente recolectada para liberar el cloro residual) y comenzar el proceso de agitación.
2. Adicionar los volúmenes requeridos de cada solución orgánica para obtener la DQO que se desea. Se debe tener especial cuidado al adicionar la solución de grasas y aceites, evitando que la grasa no emulsionada pase a la mezcla de agua sintética.
3. Adicionar las sales: 3,75 mL K₂HPO₄, 1,04 mL KH₂PO₄, 20,8 mL NaCl, 3,5 mL MgCl₂.6H₂O, 2,8 mL CaCl₂.2H₂O, 20 mL FeSO₄.7H₂O, 10 mL CaCO₃; y, 1 mL de solución de micronutrientes.
4. Completar el beaker hasta 1 L.

5. Adicionar 0,52 mL de ácido fosfórico al 0,1% y 10,68 mL de cloruro de amonio.
6. Continuar el proceso de mezcla durante 20 minutos más y determinar el pH del sustrato.

Al finalizar el procedimiento, se obtiene un sustrato con un tono beige como el que se muestra en la Figura 33.



Figura 33. Equipo para preparación del sustrato sintético

Ajuste de pH del sustrato sintético

Existen varios productos químicos utilizados en el proceso de estabilización del pH que incrementan la alcalinidad, alterando el pH y la distribución de las especies de carbonato, los cuales incluyen la neutralización con una base (soda hidratada y soda caustica) y la neutralización con un carbonato alcalino (Na_2CO_3 , NaHCO_3 y CaCO_3) (GQ, 2006; De Sousa *et al.*, 2008; Gray, 2008).

Normalmente, el agua residual doméstica es alcalina, propiedad que adquiere del agua potable y los materiales añadidos en los usos domésticos. La neutralización con un carbonato alcalino aporta directamente iones carbonato o bicarbonato, los cuales generan capacidad buffer al sistema; por esto se estableció utilizar el bicarbonato de Sodio (NaHCO_3) que es una sal formada por una base fuerte (NaOH) y un ácido débil (H_2CO_3), fácil de manipular y bastante soluble, pero no reacciona con CO_2 (Field *et al.*, 1995) ((Field *et al.*, 1995). El NaHCO_3 se disocia en el agua de acuerdo con la Ecuación 7 (Kim *et al.* 2008).



Para el ajuste del pH se agregó el bicarbonato de sodio directamente, en la mezcla de sustrato sintético, en cantidades inferiores a 1 g hasta lograr un pH cercano a 7.

Caracterización del sustrato. El sustrato sintético fue caracterizado en términos de DQO, DBO₅, ortofosfatos y nitrógeno amoniacal, para comprobar que efectivamente tuviese las características de reproducibilidad esperadas.

Se realizaron alrededor de 9 determinaciones de la DQO del sustrato, teniendo en cuenta sólo el componente orgánico (C, L, P), donde se varió la concentración de las soluciones de cada componente hasta obtener el valor en el rango deseado. Una vez se garantizó que la concentración de DQO del sustrato estuviese dentro del rango de variación de AR de la PTAR-C, se realizó el procedimiento de preparación completa con las soluciones de la fracción inorgánica y, finalmente, se caracterizó el sustrato final (una vez) en términos de DBO₅, ortofosfatos y nitrógeno amoniacal.

Los resultados de la caracterización muestran que el sustrato sintético cumple con las características fisicoquímicas para simular el afluente de la PTAR-C. En la Tabla 32 se consigna el valor obtenido de cada parámetro.

Tabla 32. Caracterización fisicoquímica del sustrato sintético

Parámetro	Unidad	Agua Residual	
		Sintética	Real
DQO	mg L ⁻¹	282,30	270,61±41
DBO ₅	mg L ⁻¹	130	132,78±20
DBO ₅ /DQO	-	0,46	0,49±0,01
Ortofosfatos	mg P-PO ₄ L ⁻¹	1,11	1,52 ± 0,68
Nitrógeno amoniacal	mg N-NH ₃ L ⁻¹	19,04	18,0 ± 5

La concentración de DQO en el sustrato sintético simula correctamente la fracción orgánica biodegradable, aun con un resultado mayor (en 12 puntos, aproximadamente) con respecto al esperado (270,61 mg L⁻¹); esta mínima diferencia puede estar asociada a errores sistemáticos o fotométricos, casi despreciables.

De la Tabla 32 se tiene que la DBO₅ representa el 46% de la DQO total, porcentaje que se asemeja al valor medio que ha presentado el agua residual de la PTAR-C en los dos últimos años (49%), hecho que constata que la composición del sustrato sintético presenta características muy parecidas a las del agua residual real.

Por otro lado, la concentración de los nutrientes principales, fósforo y nitrógeno, también es representativa del AR de la PTAR-C; los resultados obtenidos presentan para ortofosfatos un valor menor a la media esperada, que se puede atribuir a la adición de un volumen ligeramente menor al determinado estequiométricamente y, en el caso del Nitrógeno amoniacal, se obtuvo una concentración mayor a la media esperada, ya que adicionalmente se tiene como fuente de nitrógeno la solución de proteína, donde aproximadamente el 16% es nitrógeno (Díaz y Peña,

1988). Sin embargo, cabe resaltar que las concentraciones de estas dos variables se encontraron dentro del rango obtenido en el estudio estadístico.

4.4 Validación del sustrato sintético

Una vez se establecieron en el sustrato sintético características fisicoquímicas similares al afluente de la PTAR-C, se efectuó la prueba Zahn Wellens para verificar que su biodegradabilidad aerobia fuese similar.

Bajo el principio de la prueba Zahn Wellens, para la validación se tomaron dos sustancias de prueba: (1) sustrato sintético (TEST 1) y (2) el AR afluente a la PTAR-C (TEST 2). La sustancia usada para el control fue el etilenglicol, con una concentración de 1 g/L. El lodo activado utilizado fue tomado directamente del tanque de aireación de la Planta de Tratamiento de Agua Residual El Caney y fue acondicionado para su utilización. Se usaron reactores de 3,5 L de capacidad con un volumen útil de 2 L para el ensayo. En la Figura 34 se esquematiza el contenido de cada uno de los reactores para el montaje.

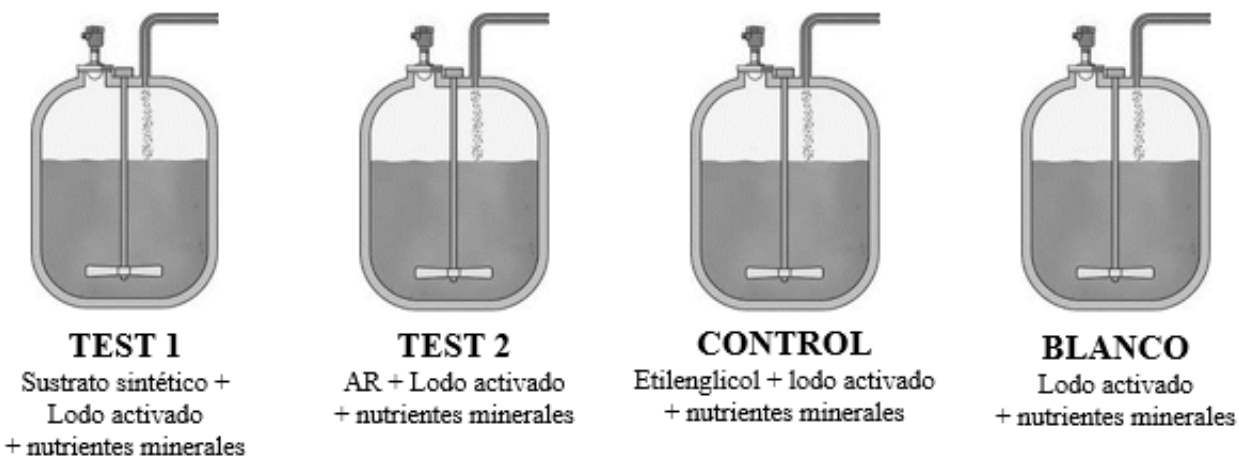


Figura 34. Reactores para montaje de validación del protocolo: prueba Zahn Wellens

El medio de nutrientes minerales fue preparado con el mismo stock de soluciones presentado previamente para la prueba de fraccionamiento de la DQO.

A partir de la caracterización de las sustancias de prueba que se presenta en la Tabla 33, así como la caracterización del lodo activo presentada en la Tabla 34, se establecieron los volúmenes aportados por cada componente a los reactores.

Tabla 33. Caracterización: AR PTAR-C, sustrato sintético y etilenglicol

DQO	AR de la PTAR-C	Sustrato sintético	Etilenglicol
Total (mg L ⁻¹)	369,56	313	958,19
Filtrada (mg L ⁻¹)	218,63	143,35	-
DQO Filtrada/DQO Total	0,59	0,46	-

Tabla 34. Caracterización del lodo activo para validación

Materia seca	Lodo activo PTAR El Caney
ST (mg L ⁻¹)	4.688
SST (mg L ⁻¹)	4.487
SSV (mg L ⁻¹)	3.530

En la Tabla 35 se muestran los volúmenes de cada componente en los reactores para hacer el montaje del ensayo de validación; estas proporciones se establecieron con el objetivo de obtener una relación sustrato/inóculo adecuada.

Tabla 35. Volumen de componentes en reactores para prueba de validación

Reactor	Contenido	Volumen (mL)		
		Lodo	Solución de minerales	Sustancia de prueba
TEST 1	AR + lodo + Nutrientes minerales	500	600	900
TEST 2	Sustrato sintético + lodo + Nutrientes minerales	500	500	1.000
BLANCO	lodo + Nutrientes minerales	500	1.500	-
CONTROL	Etilenglicol + lodo + Nutrientes minerales	500	990	510

En el tiempo cero (t =0 horas) se caracterizó la mezcla en cada reactor para conocer la relación sustrato/inóculo; en la Tabla 36 se presentan los resultados.

Tabla 36. Contenido de sólidos y DQO inicial en cada reactor: validación

Reactor	SSV (mg L ⁻¹)	DQO (mg L ⁻¹)		Relación SSV: DQO
		Total	Filtrada	
TEST 1	796,3	213,46	96,85	3,7
TEST 2	689,4	178,63	55,95	3,8
BLANCO	207	46,87	-	4,4
CONTROL	-	487,59	-	-

De acuerdo con lo recomendado por la OCDE (1992), los reactores contaron con suficiente biomasa para la degradación de la materia orgánica de las sustancias de prueba, dado que su relación sustrato/inóculo se encontró alrededor de la relación recomendada (1:4), favoreciendo el desarrollo de la prueba bajo condiciones óptimas.

El proceso de biodegradación fue controlado mediante el parámetro DQO y otras variables de seguimiento como la temperatura, el OD (mg L^{-1}) y el pH. El seguimiento de la DQO, total y filtrada, se hizo en los tiempos 0; 3; 6; 9; 22; 41; 66; 110; 138, 210 y 230 horas, para una duración total de 9,58 días de ensayo. Algunos datos fueron eliminados por presentar valores incoherentes que se asociaron con errores de manipulación de la muestra.

Seguimiento del pH. Durante el desarrollo de la prueba el pH osciló, en los reactores del Test 1, Test 2, Blanco y Control, dentro del rango recomendado en el protocolo de Zahn Wellens (6,50 y 8 UN). En la Figura 35 se muestra que la distribución estadística del pH en los reactores Blanco y Control estuvo cercana a 7, mientras que en el caso del Test 1 y el Test 2, se evidenció un comportamiento alrededor de 8, indicando que el ambiente para estos casos fue más básico; esta diferencia no impide la actividad microbiana, dado que el intervalo en que se desarrolló la prueba sigue siendo favorable para la acción de los microorganismos.

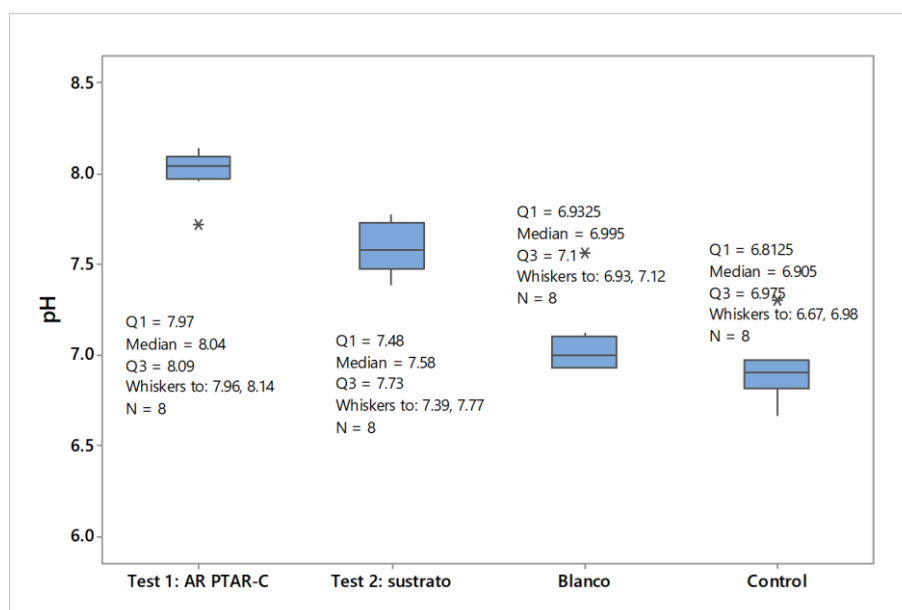


Figura 35. Distribución estadística del pH en los reactores – Prueba de validación

El pH en los reactores Test 1 y Test 2, se mantuvo entre 7,97 y 8,09 y, entre 7,48 y 7,73, respectivamente; los valores más bajos presentados por el Test 2 no afectan la reproducibilidad e interpretación de los resultados, ya que la variación no es significativa.

Seguimiento del oxígeno disuelto OD. La concentración de OD se mantuvo, en todos los reactores, por encima de 1 mg L^{-1} como recomienda el protocolo de la prueba. El rango común osciló entre $4,93$ y $6,43 \text{ mg L}^{-1}$. En la Figura 36 se muestra la distribución estadística de las mediciones diarias de OD en cada reactor.

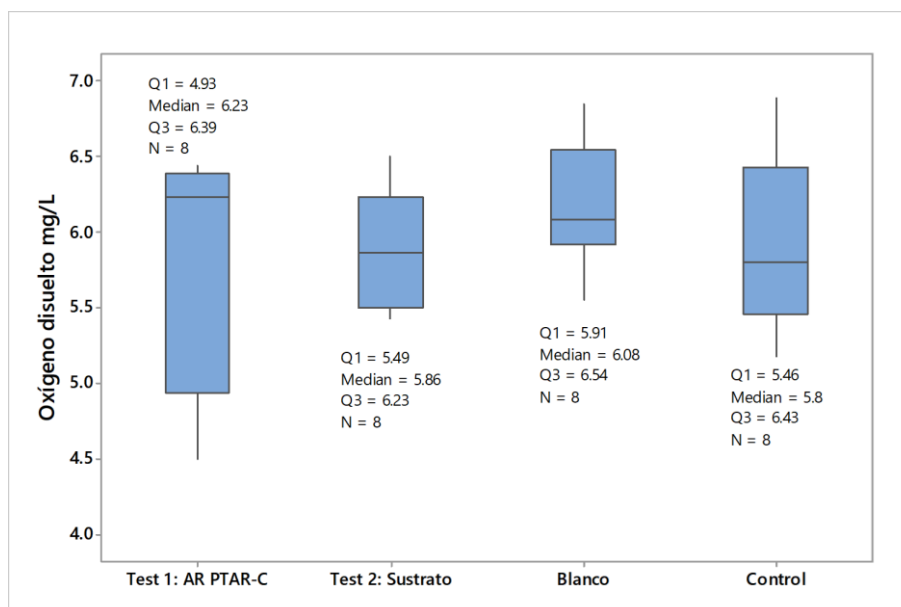


Figura 36. Distribución estadística del OD en los reactores – Prueba de validación

El oxígeno disuelto en los reactores Test 2, Blanco y Control presentó un comportamiento semejante, mientras que el Test 1 presentó valores menores con relación a los demás, lo que se debe posiblemente a una mayor actividad biológica.

Seguimiento de la Temperatura ($^{\circ}\text{C}$). Las condiciones de temperatura en los reactores fueron variables, algunos días se logró mantener el rango recomendado en el protocolo (20 a 25°C) y, otros días se presentaron valores cercanos a 27°C ; esto porque la temperatura estaba sujeta a las condiciones climáticas, así como a la actividad microbiana al interior de los reactores. En la Figura 37 se muestra la distribución estadística de la temperatura en los reactores.

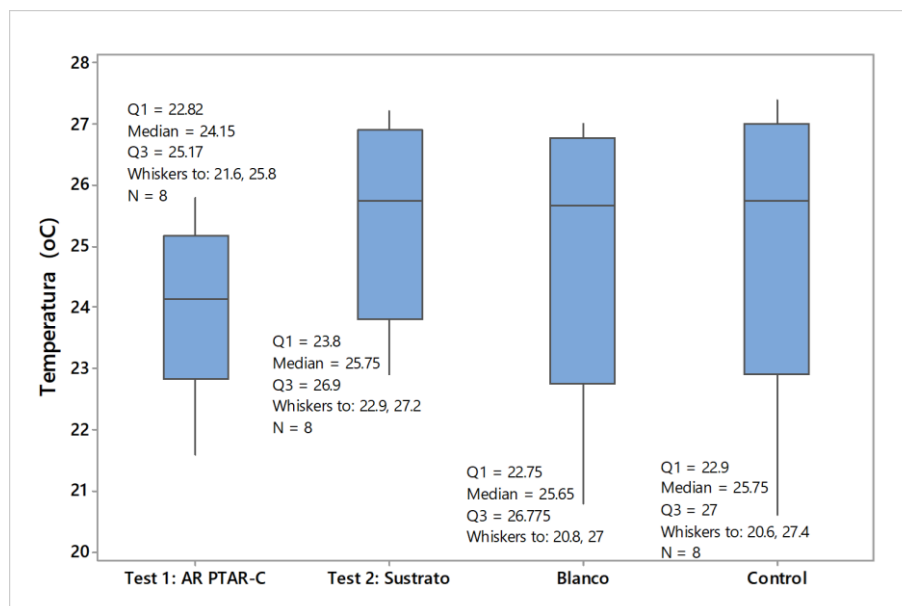


Figura 37. Distribución estadística de la temperatura al interior de los reactores

En general, la temperatura osciló en un rango entre 21,6° C y 27,4 ° C, con una media de tendencia sobre los 25,70 °C para los reactores correspondientes al Test 2, Blanco y Control; en el caso del Test 1 la temperatura se mantuvo siempre dentro del rango recomendado salvo un día que se registró una temperatura de 25,8 °C. Estos valores de temperatura se encuentran dentro del rango mesofílico (12 a 38°C) que permite el desarrollo óptimo de las actividades microbianas (Hernández, 1992); por consiguiente, la temperatura no fue un factor limitante para la biodegradación.

Reducción de MO y porcentaje de biodegradabilidad. El comportamiento de reducción de la materia orgánica (en términos de DQO) en los cuatro reactores se muestra en la Figura 38. En tiempo 0 horas, el Test 1 presentó un valor de 213,46 mg L⁻¹, mientras que el Test 2 de 178,63 mg L⁻¹, esta diferencia puede atribuirse a que la DQO del sustrato sintético, que está asociada únicamente a proteínas, lípidos y carbohidratos, es menor que la DQO del AR de la PTAR-C y esta última tiene contribuyentes orgánicos adicionales. La concentración inicial no afecta la dinámica de degradación biológica dado que es la composición la que define la velocidad de degradación de los compuestos. El caso del Control el resultado fue de 487,59 mg L⁻¹. Con base en lo que expone el protocolo Zahn Wellens, la DQO inicial en los reactores estuvo dentro del rango que admite la prueba (ente 100 y 1000 mg L⁻¹).

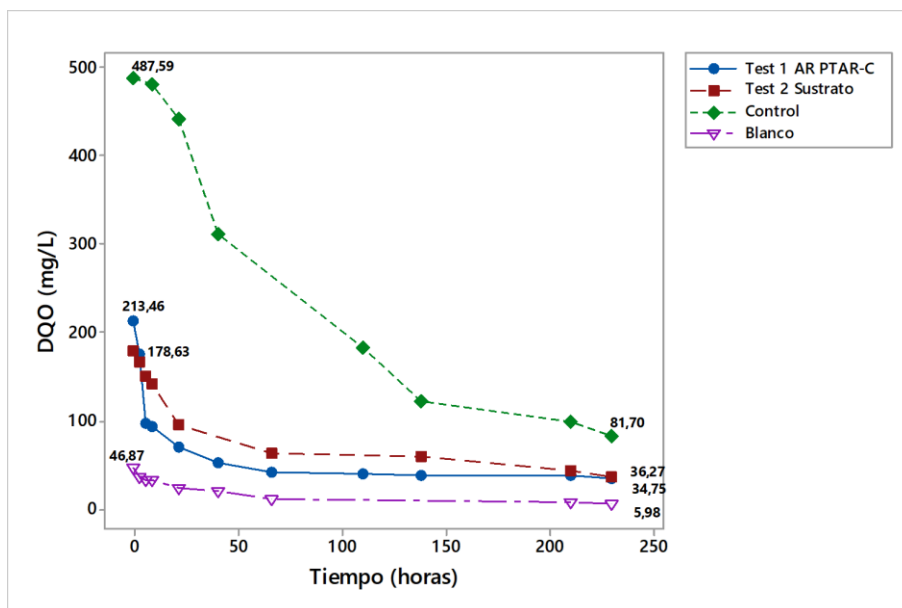


Figura 38. Reducción de DQO en reactores de Prueba de Validación

A las 3 horas se evidenció que la biomasa asimiló parte del material orgánico en los reactores, de modo que la DQO en el Test 1 y Test 2 se redujo a valores de $175,6 \text{ mg L}^{-1}$ y $166,51 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. El Blanco también presentó una reducción con respecto a la DQO en tiempo cero, pasando de $46,87 \text{ mg L}^{-1}$ a $36,27 \text{ mg L}^{-1}$; la concentración inicial se explica por la presencia de trazas de materia orgánica en el lodo activo y su reducción por la inexistencia de una fuente externa de carbono.

A partir de 230 horas de ensayo se observó estabilidad, en la DQO del Test 1, el Test 2 y en el Blanco, con respecto a los datos previos tomados a las 210 horas, lo que supuso un consumo casi total del sustrato y, en consecuencia, el desmonte de la prueba. Con respecto al Control, se presentó una reducción de DQO constante, por lo que se puede deducir que el lodo utilizado presentó una actividad biológica eficiente.

En general, se observó un rápido descenso del porcentaje de reducción de DQO en el Test 1 y Test 2 (Ver Figura 39), con lo que se corrobora el potencial de biodegradabilidad del AR de la PTAR-C y del sustrato sintético, debido a la presencia mayoritaria de compuestos químicamente biodegradables.

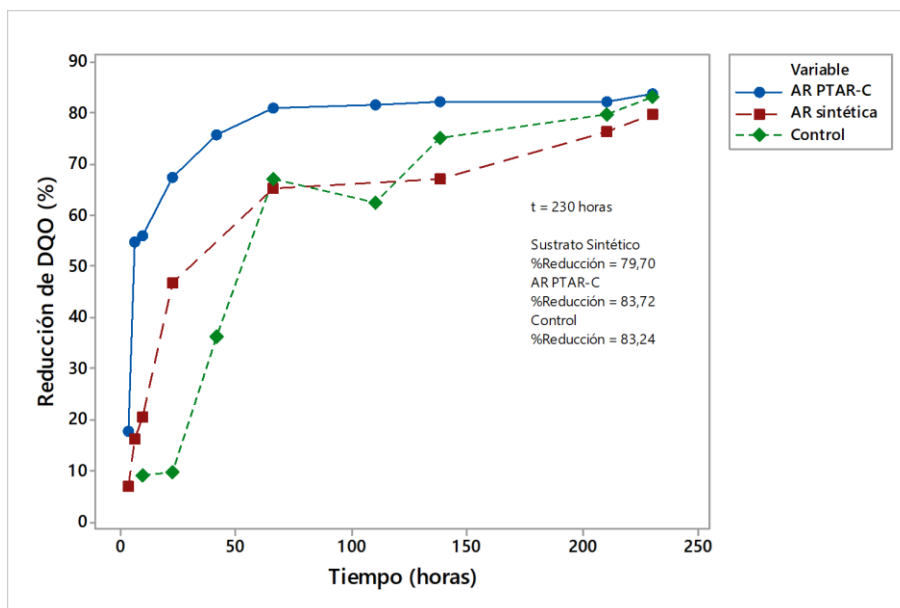


Figura 39. Porcentaje de reducción de materia orgánica en reactores

De acuerdo con la Figura 39, el sustrato sintético presentó un comportamiento de reducción menor con respecto al AR de la PTAR-C, esto está asociado posiblemente a la presencia de otros compuestos orgánicos no identificados ni representados en el sustrato sintético, que marcan la diferencia en la velocidad de degradación.

Por otro lado, se hizo un análisis de DQO filtrada en los reactores del Test 1 y el Test 2, que en el tiempo cero (Ver Figura 40) representó el 45,37% y 31,32% de la DQO total, respectivamente. La DQO filtrada del Test 1 varió significativamente del valor reportado en el primer ensayo de biodegradabilidad (30,65% de la DQO total), hecho que se debe posiblemente a las condiciones en que fue tomada la muestra de AR de la PTAR-C, dado que puede incidir en que se tenga mayor o menor contenido de MO soluble, por la variabilidad que se atribuye a la naturaleza fácilmente biodegradable de los compuestos solubles.

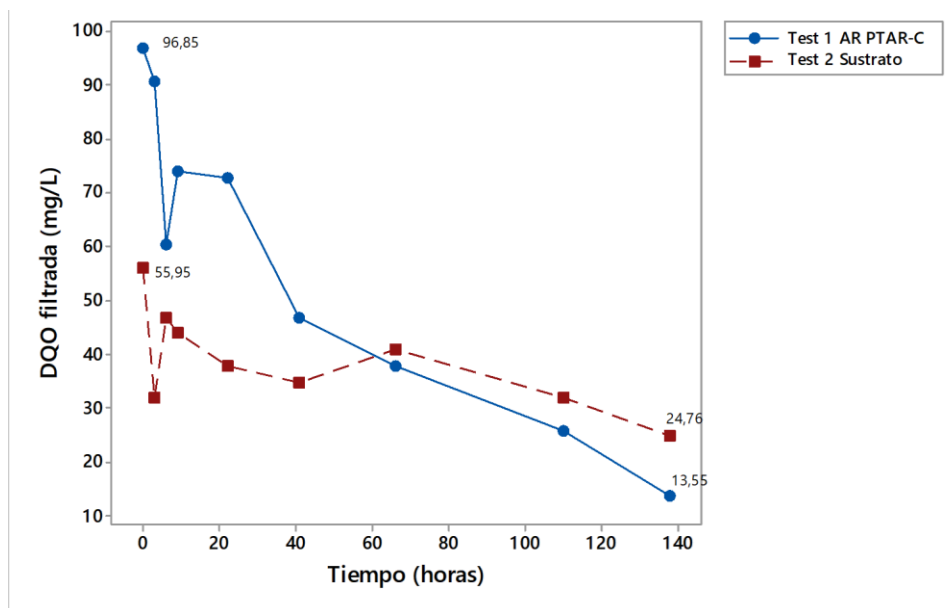


Figura 40. DQO filtrada Test 1 y Test 2

En el caso del Test 1, después de 6 horas la DQO filtrada presentó una reducción cercana al 40% y, en el Test 2 cercana al 50%, confirmando su naturaleza rápidamente biodegradable. A las 9 horas se evidencia un aumento de la materia orgánica filtrable, hecho que se asocia a la ocurrencia de procesos de hidrólisis de compuestos más complejos en elementos más simples. Luego, se presenta una reducción constante y al momento del desmante, en ambos Test, se alcanzó una reducción superior al 70% de la DQO filtrada.

Biodegradabilidad del control. Los resultados muestran que el etilenglicol bajo las condiciones del ensayo y al momento de su desmante, alcanzó un porcentaje de degradación de 82,16% (Ver Figura 41).

El comportamiento de reducción de la MO y el porcentaje de biodegradabilidad del etilenglicol valida la selección del inóculo para el ensayo de biodegradabilidad. En un tiempo menor a 150 horas, la sustancia alcanzó el porcentaje de biodegradación de 70%, esto indica que la biomasa tuvo una alta capacidad de asimilación y transformación del sustrato; corroborando que el compuesto es intrínsecamente biodegradable.

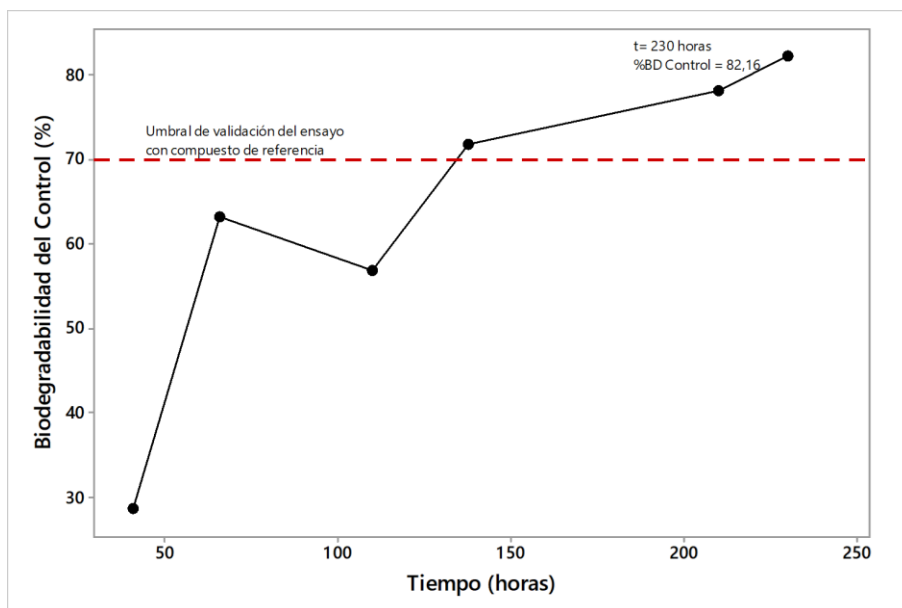


Figura 41. Porcentaje de biodegradabilidad Control – Ensayo de validación

No obstante, con respecto a la primera prueba se tiene que para este ensayo se requirió más tiempo para alcanzar el 70% de biodegradabilidad (40 horas más) y, para un tiempo de prueba 100 horas mayor, se alcanzó un porcentaje de biodegradabilidad menor; por lo que se concluye que hubo menor crecimiento microbiano y, en consecuencia, menor actividad metabólica.

Biodegradabilidad del Sustrato y del AR de la PTAR-C. En la Figura 42 se presenta el comportamiento temporal de la biodegradabilidad del Test 1 y el Test 2. Ambos compuestos superaron el 70% de biodegradabilidad, por lo cual, de acuerdo con el protocolo Zahn Wellens, se distingue el AR de la PTAR-C y el sustrato sintético, como compuestos intrínsecamente biodegradables.

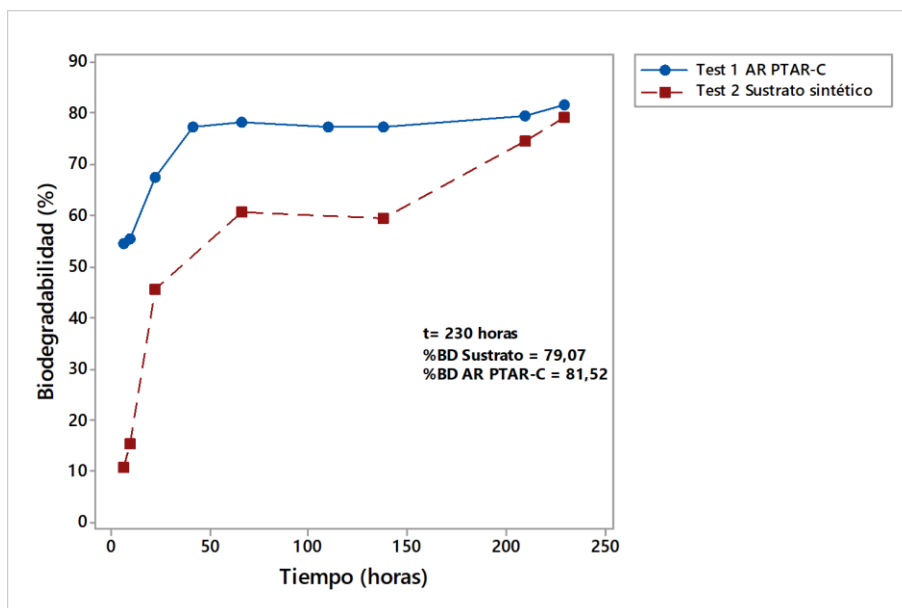


Figura 42. Porcentaje de biodegradabilidad AR PTAR-C y Sustrato sintético

Las dos muestras presentaron un porcentaje de biodegradabilidad alto, que se puede atribuir a la composición química mayoritaria de proteínas, lípidos y carbohidratos.

El agua residual de la PTAR-C presenta un comportamiento diferencial a nivel de velocidad de degradación, lo que puede atribuirse a otro tipo de componentes que están presentes en el agua residual, otro tipo de entorno ambiental y las condiciones de cada ensayo, donde el factor humano es de vital importancia. No obstante, el porcentaje de biodegradabilidad del sustrato (79,07%) reproduce el porcentaje de biodegradabilidad del AR de la PTAR-C (81,52%) dado que no se presentan diferencias significativas.

Cabe resaltar que, aunque los métodos estandarizados de biodegradabilidad no necesariamente producen datos ambientalmente realistas, los resultados poseen un grado de repetitividad y comparación generalizada, lo que constituye una buena forma de caracterización de los distintos compuestos orgánicos en cuanto a su susceptibilidad para ser tratados biológicamente (Cisterna y Peña, 2010).

Con estos resultados se confirma la confiabilidad del sustrato sintético para ser utilizado como instrumento en investigación, pues posee características fisicoquímicas similares a las del agua residual afluente a la PTAR Cañaveralejo.



5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Realizar una extensa revisión de literatura con el fin de conocer otros estudios enfocados en el desarrollo de sustratos sintéticos que simulen las características fisicoquímicas del agua residual, fue de mucha ayuda porque permitió comparar las metodologías utilizadas y los resultados obtenidos en cada caso, lo cual, enmarcó el camino a seguir para que el sustrato elaborado reproduzca la fracción orgánica e inorgánica del ARD afluente a la PTAR-C.

El protocolo de elaboración definido es adecuado para ser utilizado en futuros proyectos de investigación, dado que garantiza concentraciones representativas de los parámetros definidos en el presente estudio: DQO, DBO₅, ortofosfatos y nitrógeno amoniacal, donde los rangos fueron producto de un extenso análisis de datos estadísticos facilitados por la administración de la PTAR-C durante los años 2012 a 2017.

El ensayo de biodegradabilidad realizado al sustrato sintético confirmó y validó el protocolo de elaboración definido, alcanzando un porcentaje de reducción de la DQO de 79,70%, valor similar al encontrado en el AR real, el cual fue de 83,72%. En cuanto al porcentaje de biodegradabilidad, el sustrato sintético alcanzó un valor de 79,07%, similar al encontrado con el AR real, de 81,52%.

A partir del análisis comparativo entre los valores medidos en el agua residual sintética con los datos del agua residual de la PTAR-C y la dinámica de degradación mostrada, se puede afirmar que el sustrato sintético simuló las características medias del agua residual real.

El sustrato propuesto es una herramienta investigativa importante, que puede ser utilizada por diferentes laboratorios e instituciones de educación superior a nivel nacional e internacional, donde las plantas de tratamiento presenten características fisicoquímicas similares a las reportadas en el afluente de la PTAR-C. Además, los componentes utilizados son de fácil consecución y reproducen de manera adecuada las concentraciones de carbohidratos, lípidos y proteínas.

Finalmente, se recomienda la determinación de proteínas presentes en el AR de la PTAR-C y realizar una curva de DQO en función de su concentración, con el fin de obtener de manera más precisa el aporte porcentual de este parámetro.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aberiak acuariofilia. (2018). Sustancias nitrogenadas en el arrecife, el ciclo del nitrógeno. <https://goo.gl/Mn9CxQ>

Ardekani, M. M. M., Jorfi, S., Akbari, H., Savari, J., & Mohammadpour, P. (2015). Sequencing treatment of industrial wastewater with ultraviolet/H₂O₂ advanced oxidation and moving bed bioreactor. *International Journal of Environmental Health Engineering*, 4(1), 5

Bajaj, M., Gallert, C., & Winter, J. (2008). Biodegradation of high phenol containing synthetic wastewater by an aerobic fixed bed reactor. *Bioresource Technology*, 99(17), 8376-8381.

Barros, C. (2008). Los aditivos en la alimentación de los españoles y la legislación que regula su autorización y uso. [Acceso septiembre 01, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/4JrYjm>

Barba, L. (2002). Conceptos Básicos de la Contaminación del Agua y Parámetros de Medición. Universidad del Valle, Santiago de Cali. [Acceso Julio 12, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/drJyGc>

Benitez, S.; Cataldi, E.; Guillén, A.; Ferraez, L. y Navarrete, O. (2013). Carbohidratos totales de acuerdo a la técnica de Dubois. Facultad de Ingeniería Química. Universidad Autónoma de Yucatán. México.

Belhadj, N., Joannis, C., Raimbault, G. (1995). Modelling of Rainfall Induced Infiltration Into Separate Sewerage Water Science and Technology, 32 (1), Pp. 161-168. Cited 20 Times.

Beyer, H. y Walter, W. (1987). Manual del Química Orgánica. Editorial Reverté S.A. <https://goo.gl/q8YRhV>

Blundi, C. (1988) Aplicação de métodos alternativos para a determinação de matéria orgânica em águas residuárias., 329 p. Dissertação (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). São Carlos

Boutin, C. y Eme, C. (2016). Domestic Wastewater Characterization by Emission Source. [Acceso Julio 11, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/o7XfNg>

Boeije, G. Corstanje, R. Rottiers, A. y Schowanek, D. (1998). Adaptation of the CAS test system and synthetic sewage for biological nutrient removal. Part I: Development of a new synthetic sewage. *Chemosphere*, 38, 699-709.

Boari, G. y Mancini, I. (1984). Anaerobic digestion of olive oil mill effluent pretreated and stored in house hold waste sanitary landfills. *Water Sci. Technol.* 28: 27-34.

Boari, G., Brunetti, A. y Passino, R y Rozzi, A. (1984). Anaerobic digestion of olive oil mill wastewaters. *Agric. Wastes* 10: 161-175.

Capelo, M. y Pérez, M. (2011). Determinación de carbohidratos totales en bebidas analcohólicas consumidas por adolescentes en la ciudad de Cuenca y Nabón (Bachelor's thesis).



Cárdenas, R. y Ortiz, J. (2014). Manejo integrado del recurso agua, en el proceso de beneficio húmedo del café, para la asociación de productores de café especial “Acafeto” en el Municipio del Fresno, Departamento del Tolima. Facultad de Ciencias Contables, Económicas y Administrativas. Universidad de Manizales, Colombia.

Genicaña. Boletines diarios de la Red Meteorológica Automatizada. (Acceso febrero 15, 2018). Recuperado de <https://goo.gl/uLJxMj>

Chaitanya Group of Industries. (2018). Polvo de extracto de carne. <https://goo.gl/3mVDx5>

Chang, R. (2001). Cloruro de sodio un compuesto iónico, común e importante en Química. (6ª. Ed.) p. 337. México: Mc Graw Hill.

Cisterna, P., y Peña, D. (2010). Determinación de la relación DQO/DBO₅ en aguas residuales de comunas con población menor a 25.000 habitantes en la VIII región. Hallado en: <http://www.cepis.org.pe/bvsaidis/chile/3/tra-12>.

Condrea, G. (2016). Definición de la metodología del test de biodegradabilidad bajo condiciones aerobias

Choi, Yun-Young, Baek, Seung-Ryong, Kim, Jae-In, Choi, Jeong-Woo, Hur, Jin, Lee, Tae-U Park, Cheol-Joon, y Lee, Byung Joon. (2017). Characteristics and Biodegradability of Wastewater Organic Matter in Municipal Wastewater Treatment Plants Collecting Domestic Wastewater and Industrial Discharge. *Water*. 9. 409. 10.3390/w9060409.

Da Cámara, L., Hernández, M., Paz, L., y Gómez, M. G. (2014). Manual de diseño para plantas de tratamiento de aguas residuales alimenticias. Miniproyecto de Ingeniería Química.

De Sousa, C.; Colmenares, M. C.; Correia, A. (2008). Contaminación bacteriológica en los sistemas de distribución de agua potable: Revisión de las estrategias de control. *Bol Mal Salud Amb*, 48(1): 17-26.

De Sousa, J.T.; Vazoller, R.F. y Foresti, E.; Braz, J. *Chem.* (1997). Phosphate removal in an UASB reactor treating synthetic substrate simulating domestic sewage vol.14, n.4, pp.-. ISSN 0104-6632. [Acceso Julio 11, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/BvBYv5>

Dignac, M. F., Ginestet, P., Rybacki, D., Bruchet, A., Urbain, V., & Scribe, P. (2000). Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: nature of residual organic matter. *Water Research*, 34(17), 4185-4194.

Díaz, A. P., y Peña, A. (1988). *Bioquímica*. Editorial Limusa.

Dold, P., Wentzel, M., Billing, A., Ekama, G. y Marais, G. (1991) Activated Sludge Simulation Programs. Publ. by Water Research Commission, PO Box 824, Pretoria, 0001, South Africa

Dubois, M., Gilles, K. A., Hamilton, J. K., Rebers, P. T., y Smith, F. (1956). Colorimetric method for determination of sugars and related substances. *Analytical chemistry*, 28(3), 350-356.



Erazo, A., Durango, D., Zuñiga, N., y Burbano, N. (2007). Informe de Auditoría Gubernamental con Enfoque Integral -Modalidad Especial- Vertimientos Puntuales al Río Cali.

Ellis, J. (2001). Sewer Infiltration/Exfiltration and Interactions with Sewer Flows and Groundwater Quality. Interactions with Sewer Flows and Groundwater Quality. Interactions between Sewer, Treatment Plants and Receiving Waters in Urban Areas – INTERUBA II, pp. 311-319, Lisbon.

Eliosov, B. y Argaman, Y. (1995). Hydrolysis of particulate organics in activated sludge systems. *Water Research*, 29(1), 155-163

Fitria, D., Scholz, M., Swift, G. M., y Hutchinson, S. M. (2014). Impact of sludge floc size and water composition on dewaterability. *Chemical Engineering & Technology*, 37(3), 471-477.

Field, J., Sierra, R., y Lettinga, G. (1995). Effect Wastewater characteristics and environmental factors. *Curso Internacional de Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales, Universidad de Wageningen, Holanda*.

Flamink, C. Langeveld, J. y Clemens, F. (2005). Aerobic transformations in sewer systems: Are they relevant? *Water Science and Technology*, 52 (3), pp. 163-170.

García, M. E., y López, J. P. (2003). Aguas residuales. composición. Centro de investigación y desarrollo tecnológico del agua, 22.

Gómez, S. Vivó, M. y Soria, E. (2001). Pruebas de significación en bioestadística. *Revista de Diagnóstico Biológico*, 50(4), 207-218.

González, M. y Saldarriaga, J.C. (2008). Remoción biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo en un sistema tipo anaerobio-anóxico-aerobio. *Revista EIA*, (10), 45-53. [Acceso Julio 07, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/UkANbS>

GQ-Gouvernement du Québec (2006). Guide de conception des installations de production d'eau potable. Volume 1 y 2. Recuperado de <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/index.htm>.

Gray, N.F (2008). *Drinking Water Quality: Problems and Solutions* 2o ed. United States: Cambridge University Press. 520 p.

Grimsrud, T. y Andersen, A. (2010). "Evidence of carcinogenicity in humans of water-soluble nickel salts". 5 (1): 7. [doi:10.1186/1745-6673-5-7](https://doi.org/10.1186/1745-6673-5-7).

Gustafsson, I. (2000). Alternative Drainage Schemes for Reduction of inflow/infiltration – Prediction and Follow-up Effects with the Aid of an integrated Sewer/aquifer Model. In: 1st International Conference on Urban Drainage via internet.

Henze, M., y van Loosdrecht, M., y Ekama, G., y Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing

Henze, M. y Harremoës, P., y Cour Jansen, J., y Arvin, E. (2002). *Wastewater Treatment, Concise treatment of chemical and biological techniques for wastewater treatment*.



Henze, M., y Ledin, A. (2001). Types, characteristics and quantities of classic, combined domestic wastewaters. In P. Lens, G. Zeeman, & G. Lettinga (Eds.), *Decentralised sanitation and reuse: Concepts, systems and implementation* (Vol. Chapter 4, pp. 59-72). London: IWA Publishing.

Hernández, A. (1992). *Depuración de Aguas Residuales. Canales y Puertos*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Madrid.

Heukelekian, H. y Balmat, J.L. (1959). Chemical composition of particulate fractions of domestic sewage. *Sewage Ind. Wastes* 31, 413–423.

Holleman, A. y Wiberg, E. (2001). "Inorganic Chemistry" Academic Press: San Diego. ISBN 0-12-352651-5

Heidelberger, M. y Hobby, G. (1942). Oxidized Cotton, an Immunologically Specific Polysaccharide. *Proc. Natl. Acad. Sci.*

Huang, M., Li, Y. y Gu, G. (2010). Chemical composition of organic matters in domestic wastewater, *Desalination*, Volume 262, Issues 1–3, 2010, Pages 36-42, ISSN 0011-9164, Recuperado de <https://goo.gl/oaQ7WL>

International Agency for Research on Cancer (IARC). IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans [Acceso Agosto 30, 2018] Recuperado de: <https://goo.gl/qRkrF4>

IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2007). Fósforo soluble en agua por el método del ácido ascórbico. [Acceso Julio 13, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/F51jqB>

Kim, D. H.; Kim, D. Y.; Hong, S. H.; Kim, J. W.; Kim, C. W. (2008). Development and implementation of a corrosion control algorithm based on calcium carbonate precipitation potential (CCPP) in a drinking water distribution system. *Journal of Water Supply: Research and Technology. AQUA*, 57(7): 531–539.

López, X., Taramuel, A., Arboleda, C., Segura, F., y Restrepo, L. (2017). Comparación de métodos que utilizan ácido sulfúrico para la determinación de azúcares totales. *Revista Cubana de Química*, 29(2), 180-198.

Lee, C., Lee, J., Chang, J. Y Tai, T. (2016). *Essentials of Excel, Excel VBA, SAS and Minitab for Statistical and Financial Analyses*. p 237. [Acceso Julio 24, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/gCg8Cw>

Lee, J., Back, C., Kim, J., Jun, H., Jo, D. (2009). Development of a decision-making support system for efficient rehabilitation of sewer systems. *Water Resources Management* 23, 1725-1742.

Levine, A.D.; Tchobanoglous, G. y Asano, T. (1991). Size distributions of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability. *Water Res.*, 25 (8), 911-922.



Li, D., Lv, Y., Cao, M., Zeng, H., Zhang, J. (2016). Optimized hydraulic retention time for phosphorus and COD removal from synthetic domestic sewage with granules in a continuous-flow reactor. *Biorecursos Tecnología*. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.061>

Loeser, E., De la Cruz, M., y Madappalli, V. (2011). "Solubility of Urea in Acetonitrile–Water Mixtures and Liquid–Liquid Phase Separation of Urea-Saturated Acetonitrile–Water Mixtures". *Journal of Chemical & Engineering Data*. 56 (6): 2909–2913.

Luv, D. y Lipták, B. (1999). Wastewater treatment. First Edition. Editorial Lewis. USA, 1269 pp.

Martínez, P. (2014). Evaluación y diseño de un humedal construido para la depuración de aguas residuales domésticas. *Proyecto de investigación*.

Marcano, L., y Fermín, W. (2013). Comparación de métodos de detección de datos anómalos multivariantes mediante un estudio de simulación. *Saber*, 25(2), 193-201. Recuperado en 21 de agosto de 2018, de http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1315-01622013000200009&lng=es&tlng=es.

Madan, R. y Chand, S. (2012). Chemistry for degree students. ISBN 9788121935388

Mara, D. (2004). Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries. Earthscan, London. [Acceso Julio 11, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/fXyr3k>

Melo, V. y Cuamatzi, O. (2007). Bioquímica de los procesos metabólicos. Recuperado de <https://goo.gl/DiYFUj>

Metcalfe, E. y Eddy, H. (2003). Wastewater engineering: Treatment and reuse. New York: McGraw-Hill. 1819 p.

Metcalfe, E. y Eddy, H. (1995). Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización, 3ª ed. McGraw-Hill, New York.

Minitab. (2018). Support Minitab. [Acceso Agosto 22, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/v6ozQJ>

Moscardó, M. (2013). Mejora de la biodegradabilidad aerobia de diferentes corrientes de fango residual procedentes de una EDAR por tratamientos con ultrasonidos (Doctoral dissertation).

Moustafa, T. (2014). Aerobic Granular Sludge–Study of Applications for Industrial and Domestic Wastewater.

Mourato, S., Matos, J., Almeida, M., Hvitved-Jacobsen, T. (2003). Modelling in-sewer pollutant degradation processes in the Costa do Estoril sewer system. *Water Science and Technology*, 47 (4), pp. 93-100. Cited 7 times.

Morgenroth, E., Kommedal, R., y Harremoës, P. (2002). Processes and modeling of hydrolysis of particulate organic matter in aerobic wastewater treatment—a review *Water Sci.Technol.*, 45 (6), pp. 25-40



Navarro, A. (2016). Modificación del software desass para la simulación del proceso de crecimiento de microalgas en el tratamiento de aguas residuales.

Novotny, V. (2003). Water quality: diffuse pollution and watershed management. John Wiley & Sons. Illustrated Edition. ISBN: 0471396338, 9780471396338. pp. 864.

Nopens, I., Capalozza, C., y Vanrolleghem, P. A. (2001). Stability analysis of a synthetic municipal wastewater. *Department of Applied Mathematics Biometrics and Process Control, University of Gent, Belgium*.

OCDE (1992) Guidelines for the Testing of Chemicals. Organisation for Economic Cooperation and Development. París, Francia.

Pal, A., Yew-Hoong, K, Yu-Chea, A. y Reinhard, M. (2010), Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: Review of recent occurrences, sources, fate and effects

Panswad,T., Polprasert, C., y Yamamoto, K. (1988). Water Pollution Control in Asia: Proceeding of Second IA WPRC. [Acceso Julio 11, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/ub1dyk>

Pescod, M. (1992). wastewater characteristics and effluent quality parameters. Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO, Natural Resources Management and Environment Department. [Acceso Julio 11, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/uY162V>

Pierce D. y K. Turner. (1990). Economics resources and the environment. John Hopkins Press, Washington D.C.

Pire, M. Rodríguez, K. Fuenmayor, M. Fuenmayor, Y. Acevedo, H. Carrasquero, S. Díaz, A. (2011). Biodegradabilidad de las diferentes fracciones de agua residual producidas en una tenería. Ciencia e Ingeniería Neogranadina. Disponible en <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=91123440001>> ISSN 0124-8170

Powell, K. Brown, P. Byrne, R. Gajda, T. Hefter, G. Sjöberg, S. y Wanner, H. (2005). Chemical speciation of environmentally significant heavy metals with inorganic ligands. Part 1: The Hg^{2+} - Cl^- , OH^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , and PO_4^{3-} -aqueous systems (IUPAC Technical Report). Pure and applied chemistry, 77(4), 739-800.

Quesada, S. (2007). Manual de Experimentos de Laboratorio para Bioquímica. Primera ed. Costa Rica: Universidad Estatal a Distancia

Rawat, I., Ranjith, R., Mutanda, T., y Bux, F. (2011). Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. [Acceso Julio 11, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/sp2rfJ>

Raunkjaer, K., Thorkild, H.J., Nielsen, P.H. (1994). Measurement of pools of protein, carbohydrate and lipids in domestic wastewater, Water Res. 28 (1994) 251-262

Ripley, L. E., Boyle, W. C., y Converse, J. C. (1986). Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 406-411.



Rivera-Vázquez, R., Palacios-Vélez, O., Chávez, J., Belmont, M., Nikolskii-Gavrilov, I., De la Isla de Bauer, M., Guzmán-Quintero, A., Terrazas-Onofre, L., Carrillo-González, R. (2007). Contaminación por Coliformes y Helmintos en los ríos Texococo, Chapingo y San Bernardo tributarios de la parte oriental de la cuenca del valle de México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 23: 69-77.

Ronzano, E., y Dapena, J. L. (1995). *Tratamiento biológico de las aguas residuales*. Ediciones Díaz de Santos.

Ruiz, G., Jeison, D., Rubilar, O., Ciudad, G., & Chamy, R. (2006). Nitrification–denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters. *Bioresource Technology*, 97(2), 330-335

Salama, Y., Chennaoui, M., Mountadar, M., Rihani, M., y Assobhei, O. (2013). The physicochemical and bacteriological quality and environmental risks of raw sewage rejected in the coast of the city of El Jadida (Morocco). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 8(2), 39-48.

Santiso G. P. (2013). Estudio de las aguas residuales de la empresa procesadora de alimentos PRODAL y propuesta de PML. Tesis presentada en opción al título de Ingeniero Hidráulico. Centro de Investigaciones Hidráulicas (CIH), Instituto Superior Politécnico José Antonio Echeverría (Cujae). Habana, Cuba.

Salazar, M., Dagmar, I., Quintal, B. y Domingues, A., (2012). Desempeño de reactores UASB bajo condiciones de sobrecargas hidráulicas pluviales.

Saldarriaga, J., Garrido, J., AYALA, H., Angela, D., y Correa, M. (2010). Remoción simultánea de carbono, nitrógeno y fósforo de aguas residuales en un sistema híbrido uct modificado. *Dyna*; Vol. 77, núm. 162 (2010); 39-48 *DYNA*; Vol. 77, núm. 162 (2010); 39-48 2346-2183 0012-7353.

Seguí, L. (2004). Sistemas de regeneración y reutilización de aguas residuales. Metodología para el análisis técnico-económico y casos. Universitat Politècnica de Catalunya.

Seidell, A. y Linke, W. (1952). *Solubilities of Inorganic and Organic Compounds*. Van Nostrand.

Solano, H. L., y Álvarez, C. R. (2015). *Estadística descriptiva y distribuciones de probabilidad*. Universidad del Norte.

Sophonsiri, C., y Morgenroth, E. (2004). Chemical composition associated with different particle size fractions in municipal, industrial, and agricultural wastewaters, *Chemosphere* 55, 691–703.

Staufer, P., Scheidegger, A. y Rieckermann, J. (2012). Assessing the performance of sewer rehabilitation on the reduction of infiltration and inflow. *Water research*, 46(16), 5185-5196.

SUI, Sistema Único de Información de Servicios Públicos. (2009a). Reporte técnico operativo - Alcantarillado: Análisis antes del Tratamiento de Empresas Públicas de Medellín, año 2009. [Acceso Julio 11, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/XjuPJb>



SUI, Sistema Único de Información de Servicios Públicos. (2009b). Reporte técnico operativo - Alcantarillado: Análisis antes del Tratamiento de Sociedad de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Barranquilla S.A. E.S.P, año 2009. [Acceso Julio 11, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/XjuPJb>

Scotti, S. (1968). Natureza dinâmica da composição dos esgotos, Dissertação (Mestrado em Saúde Pública), São Paulo.

Tanner, C. (2001). Plants as Ecosystem Engineers in Subsurface-Flow Treatment wetlands. *Water Science and Technology*, 44: 9-18.

Tebbutt, T. (1998). Principles of Water Quality control. 5th Edition. ISBN 978-0-7506.3658.2

Tebbutt T.H.Y. (1977) Principles of water quality control. 2da. Ed., Oxford

Torres, P., Foresti, E., y Vazoller, R. (1996). Composición y uso de agua residual doméstica en reactores a escala de laboratorio. In *Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, 25 (pp. 1-8). AIDIS.

Touzel, J. y Albagnac, G. (1983) Isolation and characterization of *Methanococcus mazei* strain MC3. *Microbiological Letters*, 16, 241 - 245.

Tran, N.H. an, Ngo, H.H. ao, Urase, T., Gin, K.Y. ew H. (2015). A critical review on characterization strategies of organic matter for wastewater and water treatment processes. *Bioresour. Technol.* 193, 523e533. Recuperado de <https://goo.gl/rGCLjU>

Troschinetz, A. M., y Mihelcic, J. R. (2009). Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. *Waste Management* (New York, N.Y.), 29(2), 915 – 23. Doi:10.1016/j.wasman.2008.04.016

Tsang, Y., Hua, F., Chua, H., Sin, S. y Wang, Y. (2007). Optimization of biological treatment of paper mill effluent in a sequencing batch reactor. *Biochemical Engineering Journal*, 34, 193-199.

Tsonis, S. y Grigoropolus, S. (1993). Anaerobic treatability of olive oil mill wastewater. *Water Sci. Technol.* 28: 34-44.

Valencia, R. y Garzón, V. 2004. Potencialidades de la soya y usos en la alimentación humana y animal. *Boletín divulgativo*. Colombia. 13. 24 p.

Van den Berg, M. F., Botes, M., y Cloete, T. E. (2016). The formulation of synthetic domestic wastewater sludge medium to study anaerobic biological treatment of acid mine drainage in the laboratory. *Water SA*, 42(2), 350-354.

Van Lier, B., Tilche, A., Ahring, B., Macarie, H., Moletta, R., Dohanyos, M., HulshoffPol, L., Lens, P. y Verstraete, W. (2001). New perspectives in anaerobic digestion. *Water Sci. Technol.* 43: 1-18

Vásquez Sarria, N., Rodríguez Victoria, J., Torres Lozada, P., y Madera Parra, C. (2011). Performance of a Contact Stabilization Process for Domestic Wastewater Treatment of Cali, Colombia. *DYNA*, 78(168), 98-107.



Vázquez, G. y Beltrán, R. (2004). Pruebas normalizadas para la evaluación de la biodegradabilidad de sustancias químicas. una revisión. *Interciencia*, 29(10), 568-573. [Acceso Julio 03, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/tfGHUi>

Vazoller, R. F. (1988) Manual técnico do curso Ecologia da digestão anaeróbia. PADCT/CNPq/FINEP, 150 p.

Wentzel, M., Mbewe, A., Lakay, M., Ekama, G. (1999). Batch test for characterisation of the carbonaceous materials in municipal wastewaters. *Water SA* 1999, 25, 327–336.

White, D. (2000). *The Physiology and Biochemistry of Prokaryotes* (second ed.), Oxford University Press, New York (2000)

Wittenberg, H. y Aksoy, H. (2010). Groundwater Intrusion into Leaky Sewer Systems. *Water Science and Technology*, 62 (1), pp. 92-98.

Wolfe, F., Davies, P., y Anbar, A. (2008). Did nature also choose Arsenic? *International Journal of Astrobiology* 8 (1):69-74.

WWAP (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas). (2017). Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas residuales: El recurso desaprovechado. París, UNESCO.

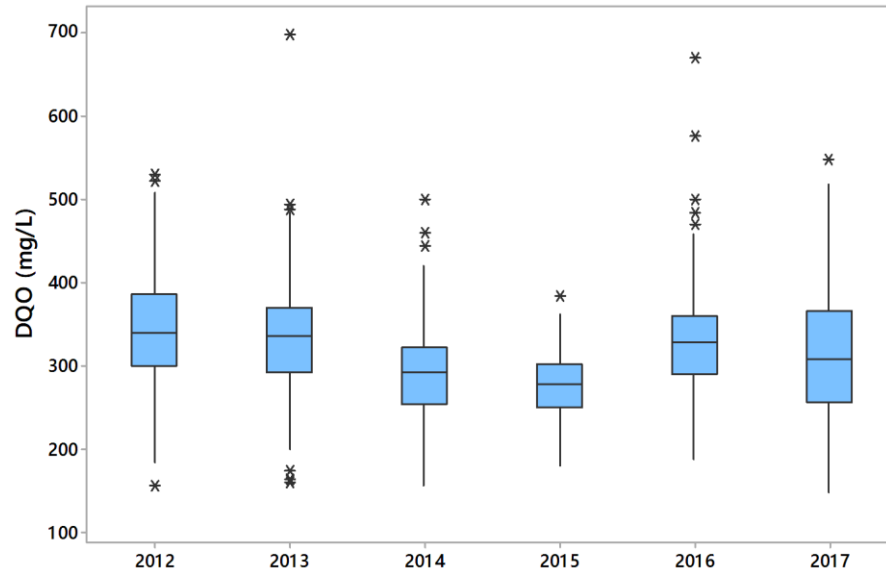
Yao, Y. (2014). Use of Carbohydrate, Protein and Fat to Characterise Wastewater in Terms of its Major Elemental Constituents and Energy. The University of Manchester; School of Chemical Engineering and Analytical Science. Recuperado de <https://goo.gl/ttSsMM>

Yee-Batista, C. (2013). Un 70% de las aguas residuales de Latinoamérica vuelven a los ríos sin ser tratadas. *Banco Mundial, BIRF–AIF*. [Acceso Julio 02, 2018] Recuperado de <https://goo.gl/vLL2yF>

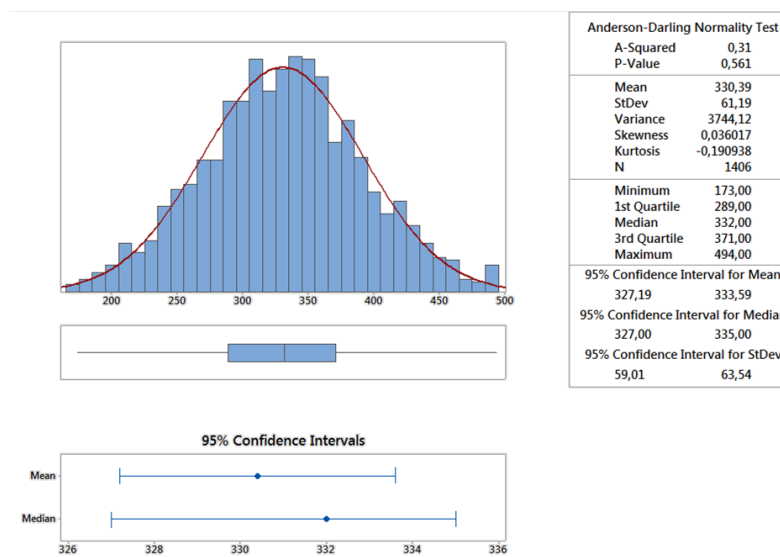
Ziller, S. (1996). Grasas y aceites alimentarios. Editorial Acribia. Zaragoza, España. 71p.

ANEXOS

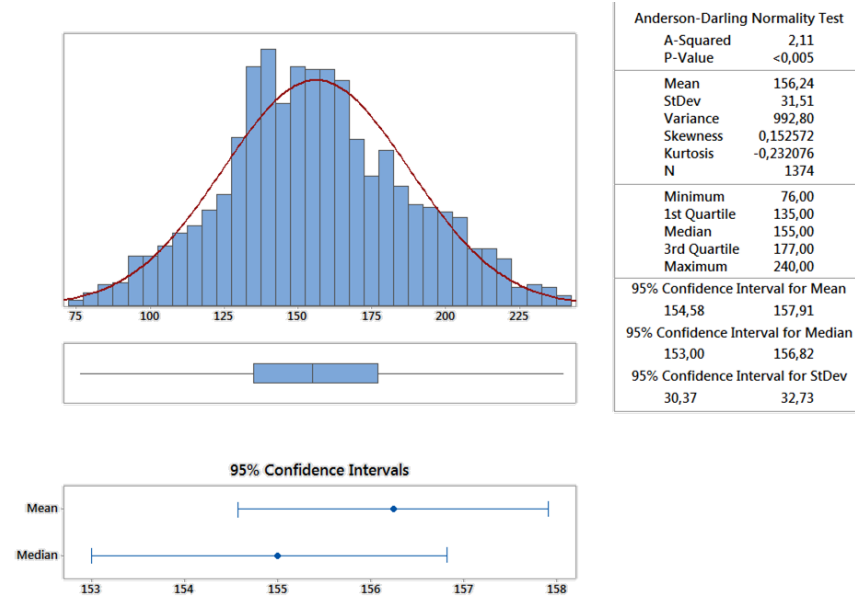
Anexo 1 Rango intercuartílico de la variable DQO durante los años 2012 a 2017



Anexo 2 Rango intercuartílico de la variable DQO durante los años 2012, 2013, 2016 y 2017



Anexo 3 Rango intercuartílico de la variable DBO_5 durante los años 2012, 2013, 2016 y 2017



Anexo 4 Rango intercuartílico de la variable SST durante los años 2012, 2013, 2016 y 2017

