

UNIVERSIDAD NACIONAL DE COSTA RICA
FACULTAD DE CIENCIAS DE LA TIERRA Y EL MAR
ESCUELA DE CIENCIAS AMBIENTALES
LICENCIATURA EN INGENIERÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL

**PROPUESTA DE UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PARA
EL HOSPITAL PSIQUIÁTRICO ROBERTO CHACÓN PAUT, LA UNIÓN, CARTAGO,
COSTA RICA**

**Tesis de grado sometida a consideración de la Comisión de Evaluación de Trabajos Finales de
Graduación de la Escuela de Ciencias Ambientales, para optar al grado de Licenciatura en
Ingeniería en Gestión Ambiental**

UBALDO GARCÍA ZUMBADO

Heredia, Costa Rica

Julio de 2019

Trabajo de graduación aprobado por el Tribunal Examinador de la Escuela de Ciencias Ambientales de la Universidad Nacional, para optar al grado de Licenciatura en Ingeniería en Gestión Ambiental.

MIEMBROS DEL TRIBUNAL EXAMINADOR

Dr. Jorge Herrera Murillo

Decano de la Facultad de Ciencias de la Tierra y el Mar

Dr. Jorge Herrera Murillo

Director de la Escuela de Ciencias Ambientales

MSc. José Félix Rojas Marín

Tutor

Ing. Fabiola María Ramírez Madriz

Lectora

Ing. Róger Valverde Jiménez

Lector

Ubaldo García Zumbado

Postulante

RESUMEN

Las aguas residuales hospitalarias constituyen una fuente de emisión de una gran cantidad de contaminantes de diversa naturaleza al medioambiente, muchos de los cuales representan un riesgo para la salud humana. La introducción de buenas prácticas y nuevas tecnologías de depuración, así como el mejoramiento de las ya consolidadas, se considera clave para limitar el impacto de este tipo de efluentes. En el presente trabajo, se llevó a cabo el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales para el Hospital Psiquiátrico Roberto Chacón Paut. Se inició por caracterizar fisicoquímica y microbiológicamente las aguas residuales, con respecto a los parámetros que establece la normativa nacional y aquellos que resultan elementales para el diseño de sistemas de tratamiento. Además, se comprobó la presencia de algunos contaminantes emergentes en las aguas residuales, principalmente fármacos psiquiátricos. Se escogieron tres puntos de muestreo representativos dentro del hospital. Posteriormente, se aplicó una metodología de selección óptima de sistemas de tratamiento de aguas residuales y se evaluó la factibilidad técnica de la tecnología escogida, la cual consiste en un reactor secuencial de batch como tratamiento secundario. Finalmente, se llevó a cabo el diseño de la planta que, además del reactor tipo batch y el digestor aerobio de los lodos producidos, involucra un proceso de desbaste para la remoción de sólidos gruesos y moderadamente finos, separación de grasas y aceites, tratamiento terciario basado en humedales artificiales para la remoción de fósforo y algunos contaminantes emergentes, así como un sistema de cloración para la desinfección del efluente hospitalario, previo vertido a cuerpo receptor.

ABSTRACT

Hospital wastewater constitutes a source of emission of a large quantity and diversity of pollutants to the environment, many of which may represent serious hazards for human health. The introduction of new practices and wastewater treatment technologies, and improvement of already consolidated systems, is a key element to reduce the impact of these effluents. In this work, the design of a wastewater treatment plant for Psychiatric Hospital Roberto Chacón Paut was performed. Firstly, wastewaters were characterized both physicochemically and microbiologically, according to parameters included in national legislation, as well as the ones considered in conventional treatment systems' design theory. Three representative sampling points were chosen for this purpose. Also, some emerging contaminants were detected, mainly psychiatric pharmaceuticals. Subsequently, a methodology for the optimal selection of technologies was applied; also, technical feasibility of the implementation of the project was assessed. Sequencing batch reactor system was selected as the most feasible technology for secondary treatment, along with respective sludge stabilization by aerobic digestion, hence both were designed. In addition, a pretreatment system of screening was considered for the removal of coarse solids, as well as grease trap for separation of oil and grease; constructed wetlands for tertiary treatment, especially for the removal of phosphorus and some pharmaceuticals, and a chlorination contact basin was finally included for disinfection of effluent, before its disposal onto a nearby receiving water body.

DEDICATORIA

A Daniela, mi casa.

A mi familia, mi sostén.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar y, ante todo, a mis padres, sin los cuales no hubiera logrado ni siquiera la mitad de lo ya conseguido. Las enseñanzas que me inculcaron durante toda mi vida me han permitido llegar hasta aquí y ser el hombre de provecho que, me gustaría creer, soy y seré.

Seguidamente, al MSc. José Félix Rojas Marín, quien hizo de tutor de esta investigación. Sin su valiosísima guía y sus más que admirables experiencia y conocimiento en el campo del tratamiento de aguas residuales, este trabajo no habría salido adelante, al menos no al nivel que lo hizo.

Además, quiero extender un agradecimiento especial a la MSc. María Chaves Villalobos, profesora y profesional admirable, grandísima amiga y un apoyo esencial durante el desarrollo de esta tesis. La experiencia, paciencia y el amor que ha puesto siempre en lo que hace la convierten en una profesional única en su disciplina.

Por su parte, al personal del Hospital Roberto Chacón Paut, especialmente al Departamento de Mantenimiento, aunque también al personal de Laboratorio, Nutrición, Servicios Generales, Ropería y otros, quienes me brindaron ayuda en todo momento durante el trabajo de campo.

Asimismo, al personal de la Dirección de Administración de Proyectos Especiales de la CCSS, concretamente al Ing. Róger Valverde Jiménez y a la Ing. Fabiola Ramírez Madriz, lectores de este trabajo, quienes me abrieron las puertas y me permitieron completar este importantísimo componente de mi formación. Sus recomendaciones fueron, desde luego, esenciales.

No puedo olvidarme del MSc. Clemens Ruepert, uno de los mejores y más comprometidos profesionales que he tenido la suerte de conocer, quien hizo de guía durante una de las fases que, considero, fue clave en mi investigación: esa primera aproximación experimental al fascinante mundo de los contaminantes emergentes. También al resto del personal del LAREP por su colaboración durante el proceso.

Por otro lado, al Dr. Jorge Herrera Murillo, uno de los mejores profesores de los que tuve la dicha de aprender durante la carrera; además, apoyo esencial en la caracterización de las aguas residuales y, por tanto, en este trabajo. También doy gracias infinitas al personal del laboratorio que el Dr. Herrera dirige, por su amable contribución en esta etapa de la investigación.

A Daniela, mi hogar. Para ella no hay palabras suficientes y sé que tampoco son necesarias. Durante todos estos años hemos dicho no solo con palabras, sino también y, sobre todo, con hechos, mucho más de lo que pudiera expresar un libro de innumerables páginas de agradecimiento.

Finalmente, a todos los científicos a quienes contacté para la aclaración de dudas relacionadas, principalmente, con la naturaleza e incidencia de los contaminantes emergentes. El trabajo que llevan a cabo día a día es admirable y, más aún, imprescindible para mejorar nuestra salud y la de nuestro hermoso y único planeta.

Tabla de contenidos

RESUMEN.....	iii
DEDICATORIA.....	iv
AGRADECIMIENTOS.....	v
Índice de tablas.....	x
Índice de figuras.....	xii
Lista de abreviaturas.....	xiv
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Contexto histórico y geográfico del hospital.....	1
1.2. Problemática y justificación.....	3
1.3. Hipótesis.....	5
1.4. Objetivos.....	5
1.4.1. Objetivo general.....	5
1.4.2. Objetivos específicos.....	5
2. MARCO TEÓRICO.....	6
2.1. Línea base.....	8
2.2. Marco normativo sobre aguas residuales y STAR.....	8
2.2.1. Normativa sobre vertido y reúso de aguas residuales.....	8
2.2.2. Normativa sobre aprobación de STAR.....	9
2.2.3. Normativa sobre el manejo de lodos residuales.....	10
2.3. Parámetros elementales de las aguas residuales.....	11
2.3.1. Parámetros físicos.....	11
2.3.1.1. Caudal.....	11
2.3.1.2. Potencial de hidrógeno y temperatura.....	11
2.3.1.3. Color.....	11
2.3.1.4. Sólidos.....	12
2.3.2. Parámetros químicos.....	12
2.3.2.1. Materia orgánica biodegradable y no biodegradable.....	12
2.3.2.2. Nutrientes.....	12
2.3.2.3. Grasas y aceites.....	13
2.3.2.4. Tensoactivos o SAAM.....	13
2.3.2.5. Fenoles.....	13
2.3.2.6. Metales pesados.....	13
2.3.3. Parámetros biológicos.....	14
2.3.3.1. Coliformes.....	14

2.3.3.2. Nematodos intestinales	14
2.4. Procesos y tecnologías convencionales de tratamiento de aguas residuales	14
2.4.1. Pretratamiento.....	15
2.4.2. Tratamiento primario.....	15
2.4.2.1. Procesos físicos	15
2.4.3. Tratamiento secundario.....	15
2.4.3.1. Lodos activados	16
2.4.3.2. Filtros biológicos	17
2.4.3.3. Biodiscos	17
2.4.3.4. Tanques sépticos.....	17
2.4.4. Tratamiento de lodos	18
2.4.5. Tratamiento terciario o avanzado.....	18
2.4.5.1. Desinfección	18
2.4.5.2. Remoción de nutrientes	19
2.5. Contaminantes emergentes	19
2.5.1. Generalidades de los contaminantes emergentes	19
2.5.2. Productos de transformación de los CE.....	21
2.6. Aguas residuales hospitalarias	21
2.6.1. Generalidades de las ARH.....	21
2.6.2. Incidencia de los contaminantes presentes en las ARH.....	22
2.6.3. Contaminantes psiquiátricos	23
2.7. Tecnologías de tratamiento de ARH	24
3. MARCO METODOLÓGICO.....	26
3.1. Objeto de estudio.....	26
3.2. Perspectiva de la investigación.....	26
3.3. Caracterización del área de estudio	27
3.4. Materiales y métodos	29
3.4.1. I Parte: caracterización de los procesos y fuentes de emisión	29
3.4.2. II parte: selección de la tecnología más apropiada	37
3.4.3. III parte: diseño de las unidades de depuración	39
4. RESULTADOS.....	47
4.1. Caracterización del HRCP	47
4.1.1. Caracterización de los servicios del HRCP	49
4.1.1.1. Laboratorio clínico	49
4.1.1.2. Nutrición.....	49
4.1.1.3. Farmacia	49

4.1.1.4.	Ropería	50
4.1.1.5.	Terapia ocupacional.....	51
4.1.1.6.	Enfermería	51
4.1.2.	Caracterización de las fuentes de emisión	51
4.1.2.1.	Medición de caudales	51
4.1.2.2.	Lecturas de consumo de agua potable	56
4.1.2.3.	Caracterización de pH, temperatura y Cl libre	59
4.1.2.4.	Caracterización fisicoquímica de parámetros universales y especiales.....	60
4.1.2.5.	Relación de biodegradabilidad (DBO/DQO) de las aguas residuales	67
4.1.2.6.	Caracterización microbiológica de las aguas residuales.....	68
4.1.2.7.	Detección de contaminantes emergentes.....	69
4.2.	Evaluación de la tecnología de tratamiento más apropiada.....	71
4.2.1.	Aplicación de la metodología CBA	71
4.2.2.	Evaluación de la factibilidad técnica del proyecto.....	75
4.2.2.1.	Diagnóstico de la situación actual	75
4.2.2.1.1.	Área de influencia.....	75
4.2.2.1.2.	Análisis de oferta y demanda.....	76
4.2.2.2.	Estudio técnico de factibilidad	77
4.2.2.2.1.	Tamaño del proyecto	77
4.2.2.2.2.	Localización de proyecto.....	78
4.2.2.2.3.	Análisis de la tecnología.....	79
4.3.	Diseño del sistema	85
4.3.1.	Caudal de diseño.....	85
4.3.2.	Desbaste.....	85
4.3.4.	Reactor secuencial de batch.....	87
4.3.5.	Tratamiento de lodos	92
4.3.6.	Humedal artificial	94
4.3.7.	Sistema de cloración	95
4.3.8.	Costos de operación	97
4.3.9.	Requerimiento de personal	97
5.	DISCUSIÓN.....	99
5.1.	Caracterización de las fuentes de emisión	99
5.2.	Contraste con ARH reportadas en la literatura.....	104
5.3.	Requerimientos del STAR.....	106
5.4.	Selección de la tecnología de depuración más factible.....	108
5.5.	Diseño del STAR	110

5.5.1. Caudal de diseño	110
5.5.2. Desbaste	111
5.5.4. Reactor secuencial de batch	112
5.5.5. Tratamiento de lodos	115
5.5.6. Humedal artificial	117
5.5.7. Tanque de contacto de cloración	118
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	119
7. REFERENCIAS	122
8. ANEXOS	131
Anexo 1. Cuestionario de preguntas mixtas aplicado a los miembros de las áreas identificadas como críticas en el HRCP	131
Anexo 2. Mapas del cantón de La Unión	132
Anexo 2.a. Ubicación de las nacientes presentes en el cantón de La Unión, con sus respectivos radios de protección.	132
Anexo 2.b. Mapa de IFA integrado para el cantón de La Unión.....	133
Anexo 3. Tabla de constantes empleadas en el diseño de la PTAR.....	134
Anexo 4. Plano de aguas residuales del HRCP	135

Índice de tablas

Tabla 1. Parámetros generales y especiales de aguas residuales y límites máximos permitidos por el Decreto 33601-MINAE-S para vertido a cuerpo receptor	9
Tabla 2. Retiros mínimos de las unidades de depuración de una planta de tratamiento según el Decreto 39887-MINAE.	10
Tabla 3. Programa de muestreo y análisis fisicoquímicos para la caracterización de las aguas residuales del HRCP	33
Tabla 4. Descripción de los métodos empleados para la caracterización fisicoquímica y microbiológica de las aguas residuales generadas en el HRCP.....	35
Tabla 5. Variables por considerar para la selección de las tecnologías de depuración más apropiadas, según la metodología CBA.....	37
Tabla 6. Parámetros y suposiciones para el diseño de la PTAR del HRCP	39
Tabla 7. Descripción de las ecuaciones empleadas en el diseño de desbaste, RSB y HA para el HRCP.	41
Tabla 8. Horarios y días de trabajo de las diferentes áreas del HRCP	47
Tabla 9. Características de los productos empleados para lavandería en el área de Ropería del HRCP	50
Tabla 10. Estimación del caudal de generación de aguas residuales del área de Ropería.....	55
Tabla 11. Resultados de las mediciones de pH y temperatura realizadas en todos los puntos de generación durante el programa de muestreo	59
Tabla 12. Caracterización fisicoquímica de las aguas residuales en las muestras tomadas en TSG.....	60
Tabla 13. Caracterización fisicoquímica de las aguas residuales en las muestras tomadas en ARN	63
Tabla 14. Caracterización fisicoquímica de las aguas residuales en las muestras tomadas en ARR	65
Tabla 15. Caracterización posterior de las aguas residuales de ARR	66
Tabla 16. Determinación de CF y NI para las muestras de aguas residuales tomadas en todos los puntos de muestreo	68
Tabla 17. Resumen de los contaminantes emergentes encontrados en dos muestras del afluente de TSG en el HRCP	70
Tabla 18. Aspectos preliminares sobre las tecnologías por evaluar para la aplicación de CBA.....	72
Tabla 19. Aplicación de la metodología CBA para la selección del sistema de tratamiento más apropiado a partir de cuatro tecnologías potencialmente factibles.....	73

Tabla 20. Cuantificación de los parámetros más relevantes para la definición del tamaño del proyecto	77
Tabla 21. Resumen de los costos de inversión y operación del proyecto de construcción y operación de la PTAR del HRCP	83
Tabla 22. Diseño del reactor secuencial de batch del HRCP	88
Tabla 23. Diseño del sistema de aireación de la planta de tratamiento de aguas residuales del HRCP	91
Tabla 24. Diseño del digestor aerobio de lodos de desecho de la PTAR del HRCP	92
Tabla 25. Diseño del humedal artificial subsuperficial horizontal del HRCP	94
Tabla 26. Diseño del sistema de cloración por contacto del HRCP	96
Tabla 27. Costos de operación asociados a los sistemas de aireación de la PTAR del HRCP	97
Tabla 28. Comparación entre los resultados de la caracterización fisicoquímica y microbiológica de la presente investigación con respecto a otros trabajos en ARH	105

Índice de figuras

<i>Figura 1.</i> Estructura del HRCP segregada por áreas de trabajo.	2
<i>Figura 2.</i> (a) Evolución del porcentaje de cobertura de tanque séptico y alcantarillado sanitario en Costa Rica, desde 2000 hasta 2015. (b) Porcentaje de aguas residuales sin tratar al 2015 y porcentaje esperado al 2030 alrededor del mundo, según el tipo de ingreso de los países.	7
<i>Figura 3.</i> Esquema de trabajo de un RSB.	16
<i>Figura 4.</i> Esquema básico de las diferentes configuraciones de un HA subsuperficial.	25
<i>Figura 5.</i> Mapa de pozos y nacientes ubicados en los cantones de Dulce Nombre y San Ramón.....	28
<i>Figura 6.</i> Organigrama del Hospital Roberto Chacón Paut.	30
<i>Figura 7.</i> Puntos de muestreo dentro del HRCP. (1) Entrada a TSG. (2) Salida de ARR. (3) Salida de ARN.....	31
<i>Figura 8.</i> Bolsa de polietileno empleada para la medición de caudales.....	32
<i>Figura 9.</i> Variación en el consumo de fármacos en el HRCP en 2017 y 2018.	36
<i>Figura 10.</i> Fotografía del efluente de ARN.	48
<i>Figura 11.</i> Comportamiento del caudal de generación de aguas residuales de entrada al TSG del HRCP durante el muestreo preliminar (época lluviosa) y muestreo posterior (época seca).....	52
<i>Figura 12.</i> Caudales de generación de aguas residuales de entrada al TSG del HRCP obtenidos durante la ejecución del programa de muestreo.	53
<i>Figura 13.</i> Caudales de generación de aguas residuales del área de Nutrición medidos directamente durante el programa de muestreo.	54
<i>Figura 14.</i> Caudales de consumo de agua potable determinados a partir de las lecturas del medidor del HRCP.	56
<i>Figura 15.</i> Consumos mensuales de agua potable del HRCP durante los años 2016 y 2018 y 2019.	57
<i>Figura 16.</i> Relación de biodegradabilidad (DBO/DQO) de las aguas residuales de los tres puntos analizados en el programa de muestreo.....	67
<i>Figura 17.</i> Mapa de áreas de influencia directa e indirecta del proyecto.....	76
<i>Figura 18.</i> (a) Fotografía del sitio escogido para la ubicación del RSB en la PTAR del HRCP. (b) Fotografía del sitio escogido para la ubicación del HA en la PTAR del HRCP.	79
<i>Figura 19.</i> Esquema de un proceso de aireación difusa en un RSB.	81

<i>Figura 20.</i> Esquema del proceso de tratamiento de aguas residuales de la PTAR propuesto en la presente investigación.....	82
<i>Figura 21.</i> Gráfica de los costos asociados a la adquisición de los equipos de RSB según el caudal de diseño de la planta. .	84
<i>Figura 22.</i> Esquema de la rejilla de desbaste propuesta como sistema de pretratamiento para el HRCP.....	86
<i>Figura 23.</i> Esquema de la trampa de grasas de la PTAR del HRCP.	87
<i>Figura 24.</i> Esquema del reactor secuencial de batch propuesto como tratamiento biológico para el HRCP. ..	90
<i>Figura 25.</i> Esquema del digestor aerobio de lodos de la PTAR del HRCP.	93
<i>Figura 26.</i> Esquema del humedal artificial propuesto como sistema de tratamiento terciario para el HRCP. .	95
<i>Figura 27.</i> Esquema de la estación de cloración propuesta para el HRCP.	96
<i>Figura 28.</i> Esquema de la configuración completa de la PTAR del HRCP.....	98

Lista de abreviaturas

ARH: aguas residuales hospitalarias

ARN: punto de muestreo a la salida de aguas residuales del área de Nutrición del hospital en estudio

ARR: punto de muestreo a la salida de aguas residuales del área de Ropería del hospital en estudio

AyA: Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados

BRM: biorreactor de membrana

CBA: metodología *choosing-by-advantage*

CCSS: Caja Costarricense de Seguro Social

CE: contaminantes emergentes

CO: carga orgánica

CF: coliformes fecales

CGR: Contraloría General de la República

Cl libre: cloro libre

CP: compuesto parental de los contaminantes emergentes

d: día o días

DAPE: Dirección de Administración de Proyectos Especiales de la CCSS

DBO: demanda bioquímica de oxígeno

DBO₅²⁰: demanda bioquímica de oxígeno medida a los cinco días, a una temperatura de 20°C

DBP: subproductos de la desinfección

De: detectable

DQO: demanda química de oxígeno

GC-MS: cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas

GyA: grasas y aceites

HRCP: Hospital Roberto Chacón Paut

L: litros

LC: límite de cuantificación

LD: límite de detección

LMP: límite máximo permisible

m³ d⁻¹: metros cúbicos diarios

mg L⁻¹: miligramos por litro

MINAE: Ministerio de Ambiente y Energía

MINSA: Ministerio de Salud

MO: materia orgánica

N: nitrógeno
N.D.: no detectable, concentración por debajo de LD
N.ID.: no identificado
NI: nemátodos intestinales
N.Ind.: no indicado
NMP: número más probable de coliformes
N-NH₄⁺: nitrógeno en forma de amonio
N-NO₂⁻: nitrógeno en forma de nitrito
N-NO₃⁻: nitrógeno en forma de nitrato
NTK: nitrógeno total de Kjeldahl
O₂: oxígeno
OD: oxígeno disuelto
P: fósforo
pH: potencial de hidrógeno
ppm: partes por millón, unidad equivalente a mg L⁻¹
PT: productos de transformación de los CE
PTAR: planta de tratamiento de aguas residuales
PTARM: plantas de tratamiento de aguas residuales municipales
Q: caudal
RSB: reactor secuencial batch
SAAM: sustancias activas al azul de metileno
SS: sólidos suspendidos
Ssed: sólidos sedimentables
SSLM: sólidos suspendidos en el licor de mezcla
SST: sólidos suspendidos totales
STAR: sistema de tratamiento de aguas residuales
SSVLM: sólidos suspendidos volátiles en el licor de mezcla
T: temperatura, °C
TRH: tiempo de retención hidráulico
TRS: tiempo de retención de sólidos
TSG: tanque séptico general del HRCP

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Contexto histórico y geográfico del hospital

El Hospital Roberto Chacón Paut HRCP es un centro médico especializado en psiquiatría perteneciente a la Caja Costarricense de Seguro Social. En un principio pertenecía a la Junta de Protección Social, la cual adquirió en el año 1949 una finca donde se destinaría una fracción de los pacientes internados en el asilo Chapuí, quienes entonces se encontraban en condiciones de hacinamiento. Este lugar se concibió inicialmente como un centro de rehabilitación agrícola; las terapias de recuperación para estos pacientes consistían en la siembra de hortalizas y cuidado de establos y porquerizas. En el año 1977, el centro de rehabilitación entonces llamado Sanatorio Chacón, que más tarde se convertiría en el Hospital Roberto Chacón Paut, deja de ser propiedad de la Junta de Protección Social y pasa a manos de la CCSS por Ley de la República. En 1984 pasa a ser un Hospital Nacional Especializado logrando tener, de este modo, condiciones de independencia económica y administrativa (CCSS, s.f.).

El HRCP se encuentra ubicado en el distrito de Dulce Nombre, en el cantón de La Unión, Cartago. En la actualidad, el hospital funciona bajo un módulo de cinco servicios especializados de psiquiatría: Unidad de Crisis, Estancia Intermedia, Unidad de Asistencia Prolongada, Estructura Residencial y Centro Diurno. Asimismo, dentro de las instalaciones se encuentran algunos procesos operativos segregados en las siguientes áreas de trabajo: Laboratorio Clínico, Nutrición, Farmacia, Enfermería, Mantenimiento, Ropería, Recursos Humanos, así como numerosas zonas verdes y áreas boscosas para el esparcimiento. También se cuenta con servicios de aseo y vigilancia, gestión de bienes y servicios.

El hospital cuenta con un área de 14 hectáreas, de las cuales aproximadamente nueve corresponden a infraestructura construida. Tiene una capacidad de 196 camas y, hasta el 2008, atendía a 165 pacientes en las Unidades de Estancia Prolongada teniendo, además, unos 225 funcionarios (Alemán, 2008; CCSS, s.f.).

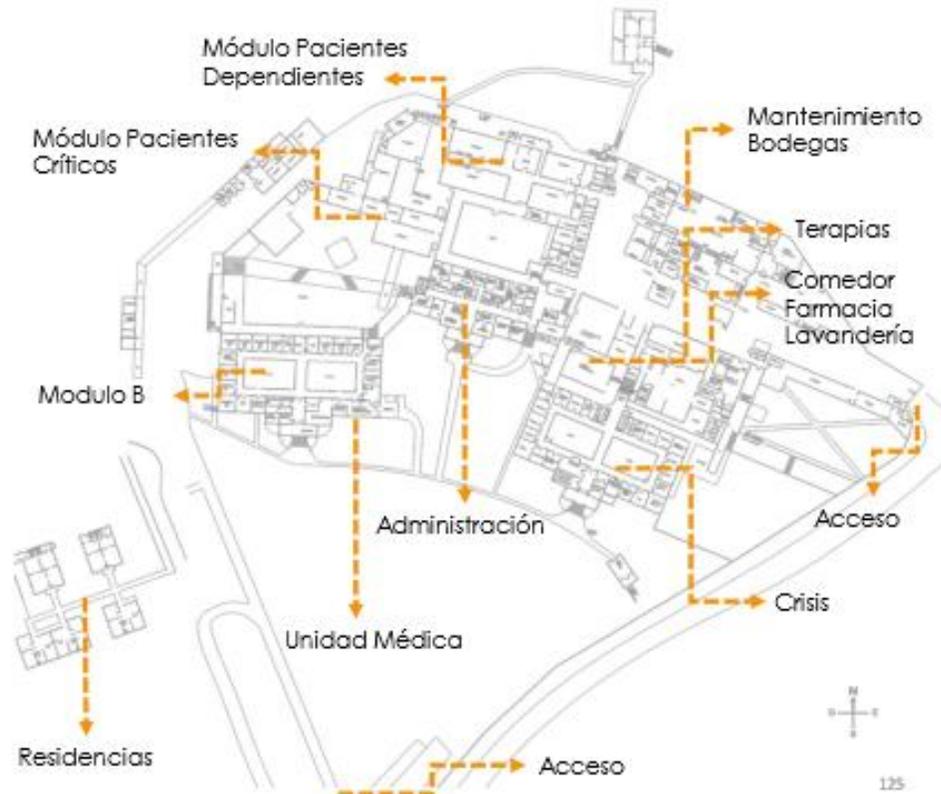


Figura 1. Estructura del HRCP segregada por áreas de trabajo. Fuente: Barahona y Buzo (2015).

Al tratarse de un centro médico muy antiguo, algunos de los procesos del hospital son rudimentarios y constituyen un riesgo desde el punto de vista ambiental. Por ejemplo, no se cuenta con sistemas de tratamiento de aguas residuales acorde con las necesidades de un centro de salud. Además, dentro de sus instalaciones se encuentra la naciente María Aguilar, la cual da su nombre al río homónimo que sigue su curso hasta la ciudad de San José y termina por desembocar en el río Tiribí, el cual forma parte de la cuenca del Río Grande de Tárcoles, una de las más contaminadas de Centroamérica (Bower, 2014). El río María Aguilar recibe, a lo largo de su curso, una buena parte de las aguas residuales generadas en el cantón de La Unión (Municipalidad de La Unión, 2018).

Esta situación genera una serie de afectaciones a nivel ambiental, social y económico que deben ser atajadas. La búsqueda de soluciones para remediar el problema se convierte en una necesidad, para lo cual se requiere, en primer lugar, caracterizar de manera completa la problemática asociada; en segundo, definir la importancia de la realización de este tipo de investigaciones.

1.2. Problemática y justificación

Debido a la antigüedad de las instalaciones del HRCP, las aguas residuales se han dispuesto históricamente en sistemas de depuración rudimentarios, como son los tanques sépticos. En los últimos años, debido a una variación en las condiciones de generación, se ha observado una evidente sobrecarga en su capacidad para sanear el efluente hospitalario (F. Ramírez¹, comunicación personal, 05 de marzo de 2018). Los análisis fisicoquímicos realizados en 2015 muestran, por ende, un incumplimiento en la mayoría de los parámetros de vertido indicados por la normativa (i.e. Decreto N° 33601-S-MINAE *Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales*).

Un manejo inapropiado de las aguas residuales demanda atención no solo desde el punto de vista de la legalidad, sino también por su grado de impacto a nivel ambiental y social. En este sentido, se debe considerar que la disposición final se realiza sobre la quebrada María Aguilar, misma que nace dentro de las instalaciones del hospital (Municipalidad de La Unión, 2018).

La problemática que ha generado a nivel nacional la contaminación de los cuerpos de agua, debido al vertido de aguas residuales crudas, o deficientemente tratadas, se ha evidenciado en distintos documentos de carácter público (Angulo, 2013). Esta situación, además, fue puesta en evidencia por la Contraloría General de la República en un informe de auditoría acerca del control sobre los generadores de aguas residuales (Informe DFOE-AE-IF-05-2015). De este se concluyó que la fiscalización es débil: solo un pequeño porcentaje cumple con los límites de vertido y presentación de reportes operacionales; en cuanto al manejo de lodos, el incumplimiento es aún mayor (CGR, 2015).

A nivel mundial, este asunto también ha sido expuesto: el último informe sobre el estado global del ambiente, publicado por United Nations Environment, indica que la calidad de los cuerpos de agua superficiales ha empeorado en la región latinoamericana desde la década de los 90, lo cual está estrechamente relacionado con la disposición de aguas residuales crudas. La situación es similar en todo el mundo; hasta un 80 % de las aguas residuales son vertidas sin haber recibido tratamiento (UN Environment, 2019). En Costa Rica, el porcentaje de depuración es de apenas 14,43 %, según la Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales (MINAE, MINSA y AyA, 2016).

Los centros de salud generan aguas residuales especiales con una amplia gama de contaminantes potencialmente nocivos (Verlicchi, Al Aukidy y Zambello, 2015). Muchas de estas sustancias se incluyen en la categoría de nuevos contaminantes. Ya desde hace varios años se viene alertando sobre el riesgo de su presencia en el medioambiente; hoy continúan siendo de interés global

¹ Fabiola Ramírez Madriz es colaboradora del Programa de Ingeniería Ambiental del Departamento de Administración de Proyectos Especiales de la CCSS.

(Kümmerer, 2004; Verlicchi, 2018a). Se estima que alrededor de 300 millones de toneladas de compuestos químicos sintéticos alcanzan los cuerpos de agua cada año. Así, la contaminación del recurso hídrico es considerada actualmente como uno de los mayores retos de la humanidad (Schwarzenbach et al., 2006; UN Environment, 2019).

Dados los problemas que genera la disposición de las aguas residuales tratadas deficientemente, surge la motivación de diseñar una PTAR efectiva y eficiente, con el propósito no solo de cumplir con la normativa nacional, sino también como una forma de contribución al mejoramiento de la calidad de los cuerpos de agua a nivel nacional. Esto obedece, además, al cumplimiento de las metas que se ha planteado Costa Rica mediante la Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales, entre las cuales destaca conseguir, para el año 2045, el tratamiento de la totalidad de las aguas residuales generadas (MINAE, MINSAL y AyA, 2016).

El cumplimiento de la legislación ambiental debe ser objeto de atención por parte de todos los sectores, tanto público como privado. Existe un amplio marco normativo que avala la necesidad de implementar STAR; algunos ejemplos son el Decreto N° 33601-S-MINAE, *Ley 7554 Ley Orgánica del Ambiente*, *Ley 5395 Ley General de Salud*, *Ley 8932*, Decreto N° 32133, así como la propia política de saneamiento. Además del cumplimiento de la normativa, la investigación servirá para contribuir con la consecución de los Objetivos del Desarrollo Sostenible planteados por Naciones Unidas, específicamente, el Objetivo 6 sobre acceso al agua y saneamiento (UN Environment, 2018).

Por otro lado, la implementación de un sistema de tratamiento funcional constituye una oportunidad para minimizar los impactos ambientales que genera el sector hospitalario, uno de los más críticos debido a la naturaleza de sus aguas residuales (Carraro, Bonetta y Bonetta, 2018). El hecho de contar con una investigación de este tipo podría servir en el futuro como guía para el diseño de otras PTAR en complejos similares. A nivel nacional, se encontraron pocas investigaciones sobre tratamiento de aguas residuales hospitalarias.

Por último, la presente investigación viene a llenar un vacío en la literatura nacional sobre diseño de PTAR para hospitales y, más concretamente, para centros de salud especializados, como son los hospitales psiquiátricos. Más aún, contribuye a sentar un precedente con respecto al diseño de plantas de tratamiento orientadas a la remoción no solo de contaminantes convencionales, sino también, y especialmente, de aquellos denominados *contaminantes emergentes*. Hasta donde fue posible investigar, este sería el primer diseño al respecto desarrollado en el país.

1.3. Hipótesis

De acuerdo con las características del hospital en estudio, los procesos operativos y la composición de las aguas residuales generadas, la implementación de un sistema de tratamiento secundario y terciario, basado en reactores secuenciales de batch y humedal artificial, respectivamente, es la forma más factible de eliminar la carga contaminante liberada a través del efluente hospitalario.

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo general

Formular el diseño de una planta de tratamiento de aguas residuales en el Hospital Roberto Chacón Paut, mediante el dimensionamiento de todas las unidades de depuración, para la remoción de los contaminantes presentes y la minimización del impacto ambiental ocasionado por el vertido a cuerpo receptor.

1.4.2. Objetivos específicos

Caracterizar los procesos operativos y fuentes de emisión de aguas residuales, mediante visitas a las unidades de servicios del centro y análisis fisicoquímicos de las aguas respectivamente, para la estimación del impacto sobre los procesos de tratamiento.

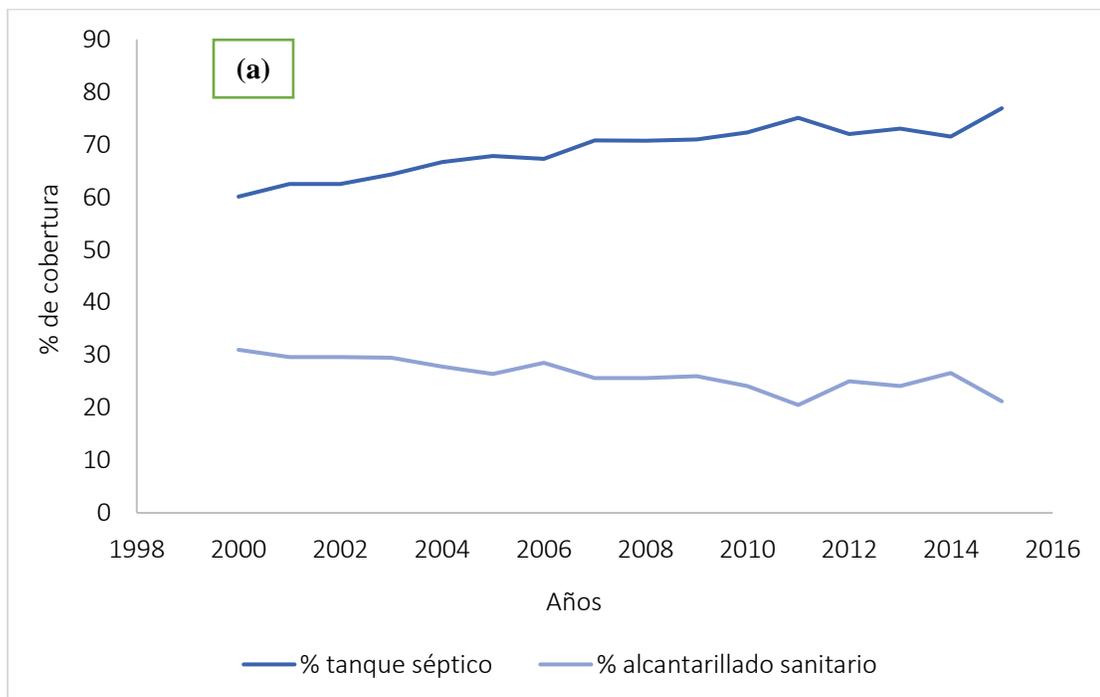
Evaluar la viabilidad técnica del proyecto, mediante la aplicación de una metodología de evaluación de proyectos ambientales en el sector público, para el aseguramiento de la factibilidad de su implementación.

Elaborar el dimensionamiento de todas las unidades de tratamiento de la tecnología seleccionada, a partir de la interpretación de los análisis de las aguas residuales y ecuaciones de diseño respectivas, para el rendimiento óptimo del proceso de depuración.

2. MARCO TEÓRICO

El deterioro progresivo que ha sufrido el recurso hídrico se debe, principalmente, a la contaminación causada por las actividades de origen antropogénico. Esto representa un problema ambiental, económico y social: la polución en los cuerpos de agua ha creado una presión adicional sobre el recurso, ya de por sí amenazado a causa del cambio climático, crecimiento demográfico y la expansión urbanística (Cisneros, 2014). Estas situaciones han provocado, a su vez, una progresiva disminución de la disponibilidad de fuentes seguras para consumo humano (UN Environment, 2018).

Un informe de World Water Assessment Programme (WWAP, 2017), por su parte, estima que, a nivel mundial, el 80 % de las aguas residuales crudas son vertidas al medioambiente, un porcentaje que incrementa hasta el 95 % en países en vías de desarrollo. En el caso de Costa Rica, donde el porcentaje de tratamiento de aguas residuales es y ha sido históricamente muy bajo, solo se trataban las aguas residuales del 3 % de la población hasta 2008; esta cifra se sitúa actualmente en torno al 14 %. Si bien se han producido avances, el alcance de cobertura de STAR continúa siendo bajo. El tanque séptico sigue siendo el STAR predominante, mientras la cobertura de alcantarillado sanitario sigue siendo escasa (Bower, 2014; Mora, Mata y Portuguez, 2016).



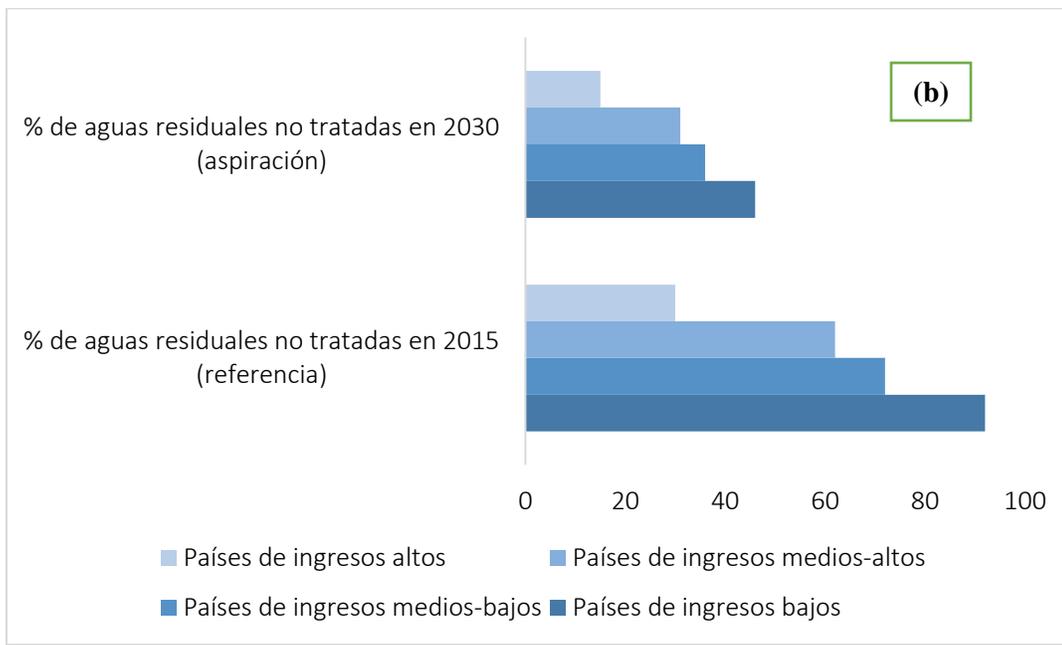


Figura 2. (a) Evolución del porcentaje de cobertura de tanque séptico y alcantarillado sanitario en Costa Rica, desde 2000 hasta 2015. (b) Porcentaje de aguas residuales sin tratar al 2015 y porcentaje esperado al 2030 alrededor del mundo, según el tipo de ingreso de los países. Fuente: adaptado de (a) Mora et al. (2016) y (b) WWAP (2017).

Esto genera una amenaza sobre el recurso hídrico, incidiendo negativamente sobre la salud de los ecosistemas y poniendo en riesgo el abastecimiento seguro del recurso (UN Environment, 2019). Por ello, la búsqueda de soluciones en este ámbito se ha convertido en una necesidad a nivel nacional y mundial. Así, el tratamiento o depuración de las aguas residuales constituye una herramienta crucial para disminuir los efectos nocivos que tiene el vertido de aguas residuales crudas al medioambiente. Este se define como un conjunto de procesos físicos, químicos o biológicos orientados a remover los contaminantes presentes, cuya naturaleza es variada. En este sentido, es importante distinguir entre los tipos de aguas residuales, habiendo distintas clasificaciones según la literatura o la normativa de cada país. En Costa Rica, el Decreto 33601-MINAE-S considera solo dos categorías: ordinarias, que resultan de las actividades domésticas, y especiales, provenientes de procesos industriales y otras actividades distintas de la primera. Las ordinarias incluyen aguas negras, provenientes de los inodoros, y aguas grises generadas en duchas, lavatorios y cocinas (Romero, 2010). A pesar de ser considerados ordinarios, los efluentes domésticos contienen una gran cantidad de contaminantes peligrosos (Çeçen, 2018). Las especiales, por su parte, son más variadas, pues dependen del proceso que las haya generado. Estas incluyen aguas residuales generadas en el sector industrial y agropecuario y, en cierta medida, en el comercial. Además, engloba a las aguas residuales hospitalarias.

2.1. Línea base

En el ámbito nacional se han desarrollado cerca de cuatro trabajos relacionados con STAR en el sector hospitalario, tanto de diseño como de caracterización de las aguas residuales. Así, Hernández (1999) caracterizó físicoquímica y microbiológicamente la descarga líquida del Hospital México, mientras que, en este mismo hospital, Odio (2003) realizó el diseño preliminar de una PTAR. Rodríguez (2002), en tanto, caracterizó el efluente del Hospital Monseñor Sanabria. Gómez (2010) realizó la evaluación del funcionamiento de la PTAR del Hospital San Vicente de Paul, e incluso detectó sustancias de origen farmacológico (i.e. acetaminofén y metacetamol) en el efluente.

En Latinoamérica también se han realizado numerosas investigaciones en el área de tratamiento de ARH. Tal es el caso de Colombia, donde se han estudiado lodos activados y procesos de oxidación avanzada (Andrade y Castro, 2017; Duarte y Gutiérrez, 2013; Ortiz y Chaparro, 2014), así como México (Morales, 2006) y Ecuador (Cheza, 2015). A nivel mundial, por su parte, se ha trabajado sobre la remoción de contaminantes presentes en las ARH, mediante procesos de oxidación avanzada (Mehrabani-Zeinabad, 2016; Muñoz et al., 2016), adsorción (Álvarez-Torrellas, Peres, Gil-Álvarez, Ovejero y García, 2017), biorreactores de membrana (Delgado et al., 2011; Kovalova, Siegrist, Singer, Wittmer y McArdell, 2012), entre muchos otros.

2.2. Marco normativo sobre aguas residuales y STAR

2.2.1. Normativa sobre vertido y reúso de aguas residuales

El Decreto 33601-MINAE-S especifica algunos parámetros denominados *universales* que deben medir periódicamente los entes generadores, así como los límites máximos permisibles que se podrán verter a cuerpo receptor. Asimismo, señala algunos parámetros especiales que deben determinarse según la naturaleza del proceso productivo que genera las aguas residuales, en este caso, los hospitales.

Tabla 1. Parámetros generales y especiales de aguas residuales y límites máximos permitidos por el Decreto 33601-MINAE-S para vertido a cuerpo receptor

Disposición final del efluente	Característica del parámetro	Parámetro	Límite máximo permisible
Cuerpo receptor	Universales	DBO ₅ ²⁰	50 mg L ⁻¹
		DQO	150 mg L ⁻¹
		SS	50 mg L ⁻¹
		Ssed	1 mL L ⁻¹
		GyA	30 mg L ⁻¹
		pH	5 – 9
		Temperatura	15 – 40 °C
		SAAM	5 mg L ⁻¹
		CF	< 1000 (100 mL) ⁻¹
		Fenoles	1 mg L ⁻¹
		Color (pureza)	15 %
		Arsénico (As)	0,1 mg L ⁻¹
		Cadmio (Cd)	0,1 mg L ⁻¹
	Cromo (Cr)	1,5 mg L ⁻¹	
	Cobre (Cu)	0,5 mg L ⁻¹	
	Especiales	Plomo (Pb)	0,5 mg L ⁻¹
		Estaño (Sn)	2 mg L ⁻¹
		Selenio (Se)	0,05 mg L ⁻¹
		Plata (Ag)	1 mg L ⁻¹
		Mercurio (Hg)	0,01 mg L ⁻¹
Níquel (Ni)		2 mg L ⁻¹	
Zinc (Zn)		5 mg L ⁻¹	

Fuente: adaptado de Decreto 33601-MINAE-S (2007).

Como se observa en la tabla 1, para actividades hospitalarias (i.e. código CIU: 85110) solo se regulan metales pesados, fenoles, color y CF, omitiendo los fármacos y otros contaminantes específicos que se generan en estos procesos.

2.2.2. Normativa sobre aprobación de STAR

El Decreto 39887-S-MINAE *Reglamento de aprobación de sistemas de tratamiento de aguas residuales* especifica todos los requisitos que ha de cumplir el ente generador que vaya a construir o modificar una planta de tratamiento. Indica también algunas consideraciones sobre reúso.

Tabla 2. Retiros mínimos de las unidades de depuración de una planta de tratamiento según el Decreto 39887-MINAE.

Proceso de tratamiento	Retiro (m)
Lagunas anaerobias y lagunas de lodos.	50
Unidades abiertas como sedimentadores primarios y secundarios con y sin digestores incorporados, filtros biológicos, reactores anaeróbicos, biodigestores anaeróbicos, humedales artificiales	20
Unidades cerradas como sedimentadores primarios y secundarios con y sin digestores incorporados, filtros biológicos, reactores anaeróbicos, biodigestores anaeróbicos y aeróbicos, tanques con aireación superficial	10
Biodiscos, tanques con aireación superficial o por difusión, lechos de secado abiertos y techados, biodigestores aeróbicos, sistemas de evaporación	10
Tanques de igualamiento y compensación, cárcamos de bombeo, obras menores de pretratamiento, plantas de tratamiento químico, filtros prensa, campos subsuperficiales de infiltración	5

Fuente: modificado de Decreto 39887-S-MINAE (2016).

El reglamento establece las distancias que se deben respetar con respecto a pozos de abastecimiento, tanto dentro de la propiedad como en un radio de 200 m. Cabe destacar que el HRCP cuenta con un pozo de abastecimiento. En este sentido, se deben considerar también las áreas de protección fijadas por la Ley de Aguas (1942) y Ley Forestal (1995): para nacientes, distancias de 200 m y 100 m, respectivamente; para ríos, 10 m en zonas urbanas planas, y 50 m en zonas quebradas. Para la construcción de un STAR se debe registrar estas distancias y la ubicación de las fuentes.

2.2.3. Normativa sobre el manejo de lodos residuales

Existe un reglamento para el manejo de lodos o biosólidos. Se trata del Decreto Ejecutivo N° 39316-S *Reglamento para el Manejo y Disposición Final de Lodos y Biosólidos*, el cual estipula los tipos de disposición final permitidos, según la proveniencia del lodo, así como los análisis fisicoquímicos que debe realizarse. Las tres categorías de destino que se permite son la disposición en relleno sanitario, sobre el suelo (únicamente para biosólidos agrícolas) o como combustibles alternativos.

La normativa regula, a modo general, todos aquellos parámetros medibles de las aguas residuales que sirven de indicadores para la clasificación de la calidad, así como para el diseño de los procesos de depuración más apropiados. Estos parámetros se describen en el siguiente apartado.

2.3. Parámetros elementales de las aguas residuales

Los parámetros fisicoquímicos deben ser determinados a la hora de diseñar STAR; esto es de suma importancia, además, para estimar los impactos que podría generar el vertido de aguas residuales crudas en el medioambiente. Se describen aquellos considerados los más importantes para el diseño.

2.3.1. Parámetros físicos

2.3.1.1. Caudal

Es el volumen de agua que discurre de una fuente en un periodo de tiempo determinado. Resulta crucial tanto para el diseño de sistemas de tratamiento como para la determinación del total de carga contaminante vertido al medioambiente.

2.3.1.2. Potencial de hidrógeno y temperatura

El pH es una estimación del grado de acidez que posee el agua; depende de la concentración de iones de hidronio. Se considera que las aguas residuales ácidas, de pH bajo, entorpecen los procesos de tratamiento biológico; valores de pH alto, en contraste, favorecen la predominancia del amoníaco, el cual es tóxico para algunos organismos (Asthana, Kumar y Sharma, 2017). La temperatura es una medida de la cantidad de energía calórica del agua; esta determina la incidencia de reacciones químicas y la solubilidad de algunos compuestos (Chandrappa y Das, 2014).

2.3.1.3. Color

El color del agua, en este caso de las aguas residuales, se ve afectado por la presencia de ciertas sustancias presentes en forma de disolución, las cuales alteran la estética, especialmente cuando posee desechos de actividades antrópicas. Por tanto, se considera un indicador de contaminación (Seoáñez, 2012). Se mide por medio de unidades de color verdadero o como porcentaje de pureza.

2.3.1.4. Sólidos

A modo general, están conformados por MO, sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas presentes en aguas tanto residuales como para consumo. Algunos de los más importantes para diseño de sistemas son los Ssed y SS, además de estar incluidos en la normativa nacional. Los Ssed son las partículas más densas que precipitan; constituyen una aproximación de la cantidad de lodo que se obtendrá de los procesos de sedimentación primaria. Los SS, por su parte, están conformados por las partículas de coloides, dispersiones gruesas u otro tipo de material flotante (Hernández, 2015).

Los sólidos generan turbiedad en el agua, deposición de lodos e interferencia con los ciclos naturales de algunos organismos acuáticos. Además, propician la aparición de materia flotante, debido al empuje de las partículas debido a los gases de descomposición (Romero, 2010).

2.3.2. Parámetros químicos

2.3.2.1. Materia orgánica biodegradable y no biodegradable

Según Chandrappa y Das (2014), la materia orgánica biodegradable está constituida por los compuestos orgánicos susceptibles de ser degradados por los microbios; se mide por medio de la DBO, que representa la cantidad de oxígeno que requieren los microorganismos para su degradación en condiciones aerobias. Esta se subdivide en DBO carbonácea, que contempla la materia orgánica formada por carbono orgánico y DBO nitrogenácea, que responde al requerimiento de oxígeno por parte de las bacterias nitrificantes. La materia no biodegradable solo se puede oxidar por métodos químicos; se mide por medio del parámetro de DQO. Ambas representan la carga orgánica del agua residual; esta genera impactos ambientales como consumo del OD del agua y condiciones de anoxia, así como generación de olores indeseables (Romero, 2010).

2.3.2.2. Nutrientes

Están constituidos por el N y P, los cuales constituyen la fracción de nutrientes más importantes para el crecimiento de microorganismos en los procesos de tratamiento. El N se puede encontrar en varias formas: $N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$, $N-NO_2^-$, N orgánico y NTK. Por su parte, algunas formas del P son los ortofosfatos, polifosfatos y fosfatos orgánicos. Algunas de las principales fuentes de emisión son, en el caso de N, los desechos fisiológicos (en forma de urea y amoníaco); en el caso del P, el uso de detergentes (Hernández, 2015).

La presencia abundante de nutrientes causa desoxigenación del agua: propicia el crecimiento descontrolado de algas que consumen este gas, dando lugar a fenómenos de eutrofización (Conley et al., 2009; Laws, 2018). También es de importancia la contaminación de aguas subterráneas por nitratos en Costa Rica (Reynolds, Araguás, Fraile, Castro y Rozanski, 2013). Esta se ve potenciada, en parte, por el incremento en el uso de tanques sépticos como STAR domésticos (Madrigal, Fonseca y Reynolds, 2015; Municipalidad de La Unión, 2018).

2.3.2.3. Grasas y aceites

Materia compuesta de carbono, hidrógeno y oxígeno que, debido a su densidad menor, flota en las aguas residuales, provocando el recubrimiento de superficies y dificultando el tratamiento biológico. Causan problemas de mantenimiento en las PTAR, pues son insolubles en agua y difíciles de digerir por los microorganismos (Chandrappa y Das, 2014).

2.3.2.4. Tensoactivos o SAAM

Son moléculas orgánicas que poseen la capacidad de disminuir la tensión superficial de los fluidos en los que se hallan disueltos, normalmente ácidos grasos. Se encuentran en detergentes, jabones y una gran cantidad de cosméticos. Se miden por el parámetro SAAM. En aguas residuales propician la formación de espumas, además de inhibir la actividad microbiana y la solubilidad del oxígeno, clave para la vida acuática (Bergé, Wiest, Baudot, Giroud y Vulliet, 2018; Romero, 2010).

2.3.2.5. Fenoles

Constituyen un grupo de compuestos aromáticos (i.e. contienen uno o más anillos bencénicos) enlazados a uno o más grupos –OH presentes en las aguas residuales de una gran cantidad de procesos industriales y hospitalarios (Boillot et al., 2008). En aguas de consumo humano generan problemas de sabores al interactuar con los desinfectantes; también poseen una alta DQO (Romero, 2010). Son indicadores de presencia de algunos contaminantes persistentes, como fármacos (Muñoz et al., 2016).

2.3.2.6. Metales pesados

Si bien algunos constituyen micronutrientes esenciales para la vida, otros son altamente tóxicos (i.e. Pb, Hg, Cd, Cr...) y bioacumulables; en general, todos son nocivos para la vida acuática a ciertas concentraciones (Laws, 2018). Estos se encuentran en las aguas residuales de hospitales y centros de

salud; provienen de procesos como la resonancia magnética, medios de contraste, odontología, desinfección, aplicación de quimioterapia, entre otros (Oliveira, Al Aukidy y Verlicchi, 2018).

2.3.3. Parámetros biológicos

2.3.3.1. Coliformes

Representa la masa microbiana presente en las aguas residuales. Son, generalmente, bacterias tipo bacilos, gram-negativos, aerobios y facultativos no aerobios, no formadores de esporas. Se suele medir en términos de coliformes totales o CF, siendo los CF determinantes en el caso de las aguas residuales. La especie más representativa de contaminación de origen fecal es *Escherichia coli*.

En general, los microorganismos causan un deterioro de la calidad del agua para consumo o recreación; algunos pueden producir enfermedades intestinales o de otro tipo. Además, pueden aceptar y transferir genes de resistencia antibiótica (Rodríguez-Mozaz et al., 2015).

2.3.3.2. Nematodos intestinales

Son parásitos intestinales que podrían estar presentes en las aguas residuales, o bien en los suelos irrigados o fertilizados con lodos de la depuración. Son gusanos redondos, cilíndricos y alargados, muchos de los cuales se consideran patógenos, por lo que su control es clave para evitar la diseminación en el medioambiente (Tchobanoglous et al., 2014).

Para la remoción de este tipo de contaminantes, principalmente para los físicos y químicos, existen algunos procesos depurativos conocidos como tratamientos convencionales. Estos combinan una serie de reactores en los que ocurren reacciones fisicoquímicas y bioquímicas cuyo objetivo es eliminar o reducir, en la medida de lo posible, la carga contaminante que poseen las aguas residuales.

2.4. Procesos y tecnologías convencionales de tratamiento de aguas residuales

A nivel general existen cuatro tipos de tratamiento, a saber: pretratamiento, tratamientos primario, secundario y terciario. Cada uno de ellos contempla diferentes métodos de depuración específicos y suelen seguir un orden secuencial; mediante estos se busca lograr la remoción de los contaminantes convencionales presentes en el agua residual.

2.4.1. Pretratamiento

Involucra las actividades de separación de sólidos gruesos (cribado/desbaste), separación de GyA y homogenización. El cribado y desbaste remueven de manera mecánica aquellas partículas más gruesas. La separación de GyA tiene como finalidad remover este tipo de sustancias de las aguas residuales, mediante la separación espontánea de la materia grasienta o aceitosa transcurrido un TRH determinado. El homogenizador, por último, consiste en un reactor que estabiliza el caudal entrante para conseguir un caudal más o menos constante de ingreso a las unidades posteriores. Algunos beneficios son el control adecuado del pH del afluente, estabilización de la carga orgánica entrante y dilución de algunas sustancias inhibitoras (Romero, 2010).

2.4.2. Tratamiento primario

El tratamiento primario involucra procesos tanto físicos como químicos. En este apartado solo se describirán los métodos físicos, por ser los pertinentes para la investigación. Dentro de los procesos físicos se tiene, principalmente, la sedimentación de sólidos y partículas.

2.4.2.1. Procesos físicos

La sedimentación tiene el objetivo de separar, por acción de la gravedad, aquellas partículas, como sólidos en suspensión y coloides, una vez transcurrido cierto tiempo de retención. Esta se puede aplicar tanto en agua residual cruda (i.e. sedimentación primaria) como después del tratamiento biológico, como sedimentación secundaria. Mediante la sedimentación se reduce un porcentaje elevado de SS y carga orgánica del agua (Tchobanoglous et al., 2014).

2.4.3. Tratamiento secundario

El tratamiento secundario convencional tiene como objetivo la combinación de procesos biológicos y químicos para la remoción de la MOB, SS y, en algunas ocasiones, nutrientes. Algunas tecnologías comunes son los lodos activados, filtros biológicos o biodiscos, los cuales se consideran sistemas aerobios (Romero, 2010). No se abordan las tecnologías anaerobias, únicamente el tanque séptico por ser el STAR que posee actualmente el HRCP.

2.4.3.1. Lodos activados

Constituyen un proceso de contacto directo entre las aguas residuales y un floc biológico previamente formado en un tanque de aireación. Consiste en una mezcla flocculenta de microorganismos, MO y compuestos inorgánicos; poseen una superficie altamente activa a la cual se adsorben coloides y SS. Así, se obtiene una fracción de MO susceptible de ser oxidada biológicamente y otra que se transforma en lodo activado adicional. Las bacterias son esenciales: estabilizan la MO y forman el floc biológico que sedimenta posteriormente. La eficiencia del proceso depende de la naturaleza y concentración del alimento bacteriano, presencia de O₂, tiempos de contacto, entre otros (Seoáñez, 2012). El TRS juega un papel fundamental: incrementa la eficiencia de transferencia de O₂ y contribuye a eliminar ciertas sustancias tóxicas (Leu, Chan y Stenstrom, 2012).

Existe una variación del proceso convencional: es el caso de los RSB. En estos, los procesos de lodos activados tienen lugar en el mismo reactor: aireación, sedimentación y decantación.

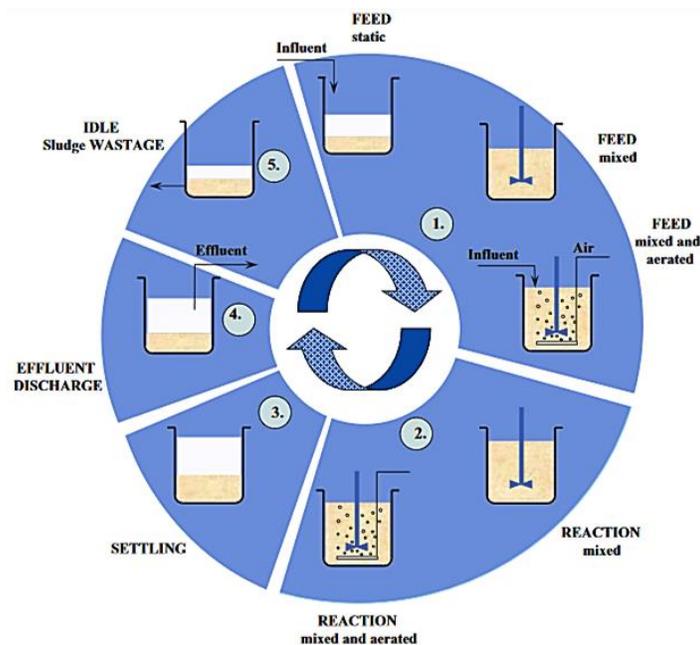


Figura 3. Esquema de trabajo de un RSB. Fuente: Tomei, Annesini y Daugulis (2010).

Los RSB presentan ventajas con respecto a los lodos activados: soportan cargas pico tanto de caudal como orgánicas, por lo que evitan la necesidad de homogenización. Además, son sumamente flexibles en la operación, por lo que se puede modificar fácilmente los patrones de alimentación y reacción

dentro del RSB, con el fin de mejorar el contacto entre biomasa y xenobióticos para su remoción (Tomei et al., 2010; Wang y Li, 2009). Esto puede ser de gran utilidad en el tratamiento de ARH.

2.4.3.2. Filtros biológicos

Consisten en un lecho de material filtrante con elevada permeabilidad sobre el cual se vierten las aguas residuales y se percolan a través del medio; su objetivo es establecer un contacto entre la MO presente en el agua y los materiales que conforman el lecho, en los cuales se forma una biopelícula de microorganismos que oxidan los compuestos orgánicos biodegradables y, de este modo, remueven parte de los contaminantes (Romero, 2010; Sánchez, Nikolaeva y Travieso, 2015).

2.4.3.3. Biodiscos

En los biodiscos, la lama o película biológica crece sobre la superficie de unos discos rotatorios parcialmente sumergidos en el agua residual. En este caso, el agua fluye en sentido paralelo o perpendicular al eje horizontal de rotación de los discos. El proceso, además, ocurre en contacto con el aire atmosférico, el cual provee el oxígeno necesario para alimentar la biomasa. Algunos factores que influyen sobre la eficiencia del sistema incluyen carga hidráulica y orgánica, velocidad de rotación, profundidad de sumergencia y TRH (Seoáñez, 2012).

2.4.3.4. Tanques sépticos

Consiste en un tanque hermético en el que se almacenan las aguas residuales; con un TRH de, al menos, 48 h se logra una remoción parcial de la MO en condiciones anaerobias. Si bien no se consideran sistemas del todo eficientes para la depuración de aguas residuales especiales, presentan algunas ventajas: baja frecuencia de limpieza, fácil operación y bajo costo de construcción y operación; como desventajas, la población servida es escasa (i.e. < 350 habitantes) y requieren de terrenos con alta capacidad de infiltración (Romero, 2010). Pueden emplearse para el pretratamiento.

Mediante las tecnologías descritas se busca remover los contaminantes convencionales. No obstante, en algunos casos no son suficientemente efectivas para garantizar un efluente ambientalmente apropiado, por lo que es necesario implementar otros procesos.

2.4.4. Tratamiento de lodos

En el tratamiento de los lodos producidos por los sistemas biológicos, se busca estabilizarlos para reducir el potencial de diseminación de patógenos, así como reducir su contenido de agua, lo cual facilita su manejo (Seoáñez, 2012). Asimismo, la estabilización reduce los olores indeseables y, consecuentemente, la atracción de organismos vectores. Normalmente se emplea la digestión anaerobia, que consiste en la descomposición de la MO en ausencia de oxígeno, así como la digestión aerobia, la cual utiliza O_2 para estabilizar el lodo (Hernández, 2015). En este último, los microorganismos consumen su propio protoplasma (i.e. fase endógena) para mantener las reacciones celulares que permiten degradar la MO contenida en el lodo (Tchobanoglous et al., 2014). Una vez estabilizados, los lodos se deshidratan para reducir su contenido volumétrico. Uno de los sistemas más utilizados para este fin es el filtro de banda, el cual transporta los lodos por una cinta y los comprime hasta extraer la mayor cantidad posible de agua (Mahmoud, Olivier, Vaxelaire y Hoadley, 2013).

2.4.5. Tratamiento terciario o avanzado

Según Rodríguez-Mozaz, Lucas y Barceló (2018), el tratamiento terciario o avanzado se emplea para la remoción de agentes contaminantes específicos que permanecen después del tratamiento secundario, como nutrientes o compuestos persistentes, tales como fármacos, así como microorganismos patógenos. Involucra desinfección del agua, remoción de nutrientes, entre otros.

2.4.5.1. Desinfección

Consiste en la eliminación de microorganismos patógenos del agua. En general, para lograr una desinfección efectiva se debe tener un amplio espectro de actividad, capacidad de penetración en la superficie de los microorganismos, solubilidad en agua y en el tejido celular, además de baja interacción con otros materiales (Cardador, 2014). Para efectos de esta investigación, únicamente se describirá la cloración, por ser la tecnología más común.

Algunas de las ventajas son su efecto residual, reducción de la posibilidad de recontaminación, así como la eliminación de olores indeseables. Las desventajas incluyen su toxicidad para la vida acuática y la generación de DBP al interactuar con la MO del agua, algunos de los cuales poseen riesgos para la salud humana (Cardador, 2014; Richardson y Postigo, 2012).

2.4.5.2. Remoción de nutrientes

Si bien puede considerarse un tratamiento terciario, la remoción de nutrientes, específicamente N y P, puede llevarse a cabo también en el tratamiento secundario. Para la reducción de N se emplean procesos de nitrificación/desnitrificación. Estos implican, en primera instancia, la oxidación del N- NH_4^+ presente en el agua a N- NO_2^- (nitritación) y, posteriormente, a N- NO_3^- (nitratación); estos, a su vez, son utilizados por algunas especies de bacterias facultativas como aceptores de electrones finales, junto con otros compuestos carbonáceos, lo cual redundaría en la formación de N gaseoso, a partir de los nitratos. Este último proceso corresponde a la desnitrificación (Dutta y Sarkar, 2015).

La remoción de P puede lograrse por precipitación química (Asthana et al., 2017), o por medios biológicos, para lo cual se requiere propiciar condiciones óptimas para el crecimiento de los denominados *organismos acumuladores de fósforo* (Tchobanoglous et al., 2014). También es posible su remoción por medio de humedales artificiales; en estos, los nutrientes son retenidos por medio los microorganismos presentes en la rizosfera de la vegetación; solo una pequeña parte es asimilada por las plantas (Obarska-Pempkowiak, Gajewska, Wojciechowska y Pempkowiak, 2015).

Existe, sin embargo, una categoría de contaminantes que suelen atravesar los tratamientos convencionales, sin sufrir una degradación significativa; en otras ocasiones generan productos indeseados al interactuar con estos procesos. Usualmente se les denomina xenobióticos, es decir, sustancias ajenas a la vida. Muchos suelen pasar desapercibidos, debido a que requieren técnicas analíticas más complejas para su detección y cuantificación. Es el caso de muchos de los denominados *contaminantes emergentes*, los cuales se abordan a continuación.

2.5. Contaminantes emergentes

2.5.1. Generalidades de los contaminantes emergentes

Mención especial merecen los contaminantes emergentes, debido a su amplia presencia en el medioambiente. Ruepert (2011) ya había alertado sobre su presencia en los cuerpos de agua del país; Angulo (2013) cita algunos estudios que han encontrado estos contaminantes en las cuencas hidrográficas del territorio nacional, lo cual también es recogido en un informe de auditoría de CGR (2013) sobre regulaciones estatales en calidad del agua. Castillo (2016) define a los CE como:

(...) un material, un elemento, un compuesto, una especie química, e incluso un fenómeno físico desconocido o no reconocido, cuya presencia en el medio ambiente, en alimentos, en cualquier producto natural o artificial, o en cualquier ser vivo, no es necesariamente nueva, pero sí son nuevas las posibles consecuencias perjudiciales de esa presencia. Generalmente son especies químicas, también materiales/compuestos, de los cuales se sabe relativamente poco o nada acerca de su presencia e impacto. Además, su control no está regulado por las Administraciones públicas y la disponibilidad de técnicas y métodos para su análisis es nula o limitada. (p.17)

Los CE son variados: productos de cuidado personal, fármacos, drogas ilícitas, retardantes de llama, nuevos plaguicidas, colorantes e incluso algunos nanomateriales (Castillo, 2016; UN Environment, 2019). Los CE pueden surgir a partir de cambios en el uso de materias primas en la industria, por la aparición de técnicas analíticas más avanzadas, o bien como resultado de un incremento en la frecuencia y detalle de los monitoreos en el medioambiente. Asimismo, no pueden considerarse únicamente como componentes aislados; generalmente se encuentran como mezclas complejas de distintos CE (Namieśnik, Wolska, Czernych, Gałęzowska y Cieszyńska, 2014). De los contaminantes emergentes, los más importantes para la presente investigación los constituyen los fármacos.

Tras ser ingeridos, los fármacos son metabolizados y excretados por vía urinaria o fecal, dependiendo de su naturaleza, alcanzando las aguas residuales, o bien adsorbiéndose a los lodos (Hernandez-Raquet, 2013; Winker, Faika, Gulyas y Otterpohl, 2008). Suelen atravesar las PTAR convencionales sin sufrir una degradación significativa, con lo cual se suelen liberar al medioambiente en forma de metabolitos, conjugados como PT de la molécula original o incluso como CP (Buttiglieri y Knepper, 2008; Silva, Costa, Neves y Tavares, 2015). Numerosos estudios avalan el hecho de que las PTAR no remueven efectivamente los fármacos y otros CE que ingresan en sus afluentes (Causanilles et al., 2017; Frédéric y Yves, 2014; Gaffney et al., 2017; Verlicchi, Galletti, Petrović y Barceló, 2010). Llama la atención el trabajo de Causanilles et al. (2017), quienes encontraron una elevada incidencia de drogas de abuso y fármacos en las PTARM de Puntarenas y Liberia, así como en los cuerpos de agua donde descargan. Spongberg et al. (2011) ya habían hallado presencia de fármacos en distintos cuerpos de agua a lo largo del territorio nacional.

Los CE no son solo el CP, sino también los productos de transformación. Estos se forman cuando las moléculas de los CE interactúan con los diversos elementos del ambiente en que se encuentran.

2.5.2. Productos de transformación de los CE

Los productos de transformación de los CE son sustancias que se derivan de procesos de metabolización o degradación, tanto natural como artificial, o producto de la interacción del CP o el metabolito con otros agentes del medio. En el caso de los fármacos, los cuales se digieren y suelen excretar por medio de la orina o la materia fecal, es seguro que se encontrarán parcial o completamente metabolizados (Cairns, 2012; Kümmerer, 2004). Los metabolitos son compuestos químicos con características normalmente distintas a las del CP; muchas veces se encuentran en el medioambiente en concentraciones incluso mayores a este. Además, en el tratamiento de aguas residuales pueden incluso sufrir remociones menores, y se sugiere que la presencia de metabolitos más perjudiciales se ve favorecida por los procesos de depuración convencionales (Namieśnik et al., 2014).

Los PT también se forman tanto como consecuencia de procesos naturales de degradación de los contaminantes, como por procesos de depuración en PTAR. En el tratamiento de aguas, los CE reaccionan con otras sustancias; en la desinfección, generan contaminantes de importancia ambiental y sanitaria, como los DBP (Castillo, 2016).

Una de las más importantes fuentes de emisión de CE son las aguas residuales hospitalarias, debido a la naturaleza de las sustancias empleadas. Los contaminantes generados, además de ser muy nocivos, suelen ser vertidos al medioambiente tanto en aguas residuales crudas como tratadas (Verlicchi, 2018a). La naturaleza, incidencia y afectación de las ARH se aborda a continuación.

2.6. Aguas residuales hospitalarias

2.6.1. Generalidades de las ARH

En las aguas residuales hospitalarias se puede encontrar una gran variedad de contaminantes especiales, algunos de los cuales se han clasificado como CE. Se encuentran fármacos, radionucleidos, metales pesados, compuestos adsorbibles halogenados, desinfectantes, genes y bacterias de resistencia antibiótica, agentes citostáticos, fenoles, entre otros (Carraro et al., 2016; Verlicchi et al., 2015). Algunos se encuentran también en los lodos de las ARH, aunque esto depende de ciertas propiedades de la molécula (Lachassagne, Soubrand, Casellas, González-Ospina y Dagot, 2015).

Son numerosos los procesos hospitalarios que generan estos contaminantes, muchos de los cuales son altamente persistentes en el ambiente, pudiendo constituir un riesgo para la salud humana.

Este riesgo incrementa cuando los efluentes descargan en cuerpo receptor y, aguas abajo, se hace uso del recurso.

2.6.2. Incidencia de los contaminantes presentes en las ARH

Los contaminantes hospitalarios constituyen un serio problema desde el punto de vista ambiental: normalmente son resistentes a los procesos de tratamiento de aguas residuales convencionales, con lo cual terminan siendo liberados al medioambiente. La naturaleza fisicoquímica de algunos compuestos los hace, además, sumamente tóxicos, por lo que su liberación debería ser mínima.

Entre algunos de los contaminantes se encuentran los halogenados, los cuales son poco biodegradables, por lo que se pueden encontrar ampliamente distribuidos en el medioambiente (Verlicchi, Galletti y Al Aukidy, 2013). Los desinfectantes se emplean para la limpieza y esterilización de equipos médicos; se componen de alcoholes, aldehídos y fenoles (Verlicchi et al., 2010).

Los antibióticos también son de gran importancia, debido a su potencial para generar resistencia en bacterias, un tema que se estudia desde hace ya varios años (Kümpel, Alexy y Kümmerer, 2001). Se ha encontrado compuestos de resistencia en ríos que recibe efluentes municipales y hospitalarios. Los hospitales funcionan como puntos calientes de emisión de bacterias resistentes, e incluso se ha sugerido que los metales pesados y desinfectantes favorecen su persistencia (Hocquet, Muller y Bertrand, 2016; Rodríguez-Mozaz et al., 2015).

Es común que los CE presentes en las ARH se encuentren como una mezcla compleja de distintos compuestos (Calisto y Esteves, 2009; Escher et al., 2011). Emmanuel, Pierre y Perrodin (2009) estudiaron la contaminación de aguas subterráneas debido a la disposición de ARH en tanques sépticos; se encontró una elevada presencia de metales pesados. Estos sistemas son ineficientes para la depuración de las ARH. Las hormonas se han incluido dentro los CE de mayor riesgo ambiental en ARH (Frédéric y Yves, 2014)

Además de los hospitales convencionales, los centros de salud mental también son puntos calientes de generación de aguas residuales cargadas de fármacos, especialmente psicoactivos. Estos se detallan en el siguiente apartado.

2.6.3. Contaminantes psiquiátricos

La mayor fuente de emisión de CE en hospitales psiquiátricos proviene del uso de fármacos psicoactivos. Esto es de particular importancia: los contaminantes sufren remociones bajas en los procesos convencionales de tratamiento, y generan impactos específicos sobre organismos no-blanco a concentraciones bajas, del orden de $\mu\text{g L}^{-1}$ y ng L^{-1} , que es como comúnmente aparecen en el medioambiente (Mackuřak, Mosný, Škubák, Grabic y Birořová, 2015). Una vez metabolizados y excretados, los ingredientes activos de los psicoactivos puedan volver a convertirse al CP y ser liberados en esta forma al medioambiente, a través de las PTAR, causando diversos impactos en la fauna acuática, debido a su persistencia (Calisto y Esteves, 2009).

Aproximadamente el 17% de los fármacos encontrados en el medioambiente corresponden a psicoactivos (Silva et al., 2015). Un porcentaje significativo de estos se ha encontrado en ecosistemas acuáticos y no acuáticos, incluyendo biomasa vegetal y animal (Richmond et al., 2018), lo cual da una perspectiva sobre la omnipresencia de estos contaminantes en matrices ambientales.

Los centros de salud mental son fuentes de emisión de drogas psiquiátricas al medioambiente (Yuan, Jiang, Xia, Zhang y Zheng, 2013). En Europa, Escher et al. (2011) encontraron una mayor carga de fármacos en hospitales generales que en psiquiátricos. Xiang et al. (2018) estudiaron la incidencia de fármacos psiquiátricos en varias PTAR de hospitales psiquiátricos, así como su presencia en aguas superficiales y subterráneas, el suelo y tejidos vegetales; la carbamazepina se halló en todos los cuerpos de agua superficiales. Cabe destacar que este ha sido uno de los fármacos más estudiados en los últimos años, debido a su naturaleza recalcitrante y a los elevados índices de consumo (Dordio et al., 2011; Verlicchi et al., 2013b). Se ha alertado sobre su amplia presencia en el medioambiente, especialmente en los ríos del mundo, y el riesgo que esto implica (Oldenkamp, Beusen y Huijbregts, 2019).

Queda evidencia, de esta forma, del alto grado de afectación que generan las ARH sobre el medioambiente. Los compuestos empleados en hospitales atraviesan los procesos de tratamiento y son liberados al medioambiente, pudiendo alcanzar los ecosistemas y el agua de consumo humano. Por ello, se debe promover la búsqueda de tecnologías de depuración más efectivas, para la máxima remoción posible de este tipo de contaminantes. Estos sistemas se abordan en el siguiente apartado.

2.7. Tecnologías de tratamiento de ARH

Los tratamientos más comunes alrededor del mundo para las ARH consisten, en la fase de pretratamiento, en sedimentación en tanques sépticos y floculación química para la remoción de coloides y material particulado; los tratamientos secundarios convencionales incluyen lodos activados y biorreactores de membrana. Estos últimos combinan el tratamiento biológico con la filtración por membrana, para la obtención de un efluente de mejor calidad. Los lodos activados son efectivos para eliminar contaminantes convencionales, mas no emergentes (Rodríguez-Mozaz et al., 2018). También es común el uso de lagunas de oxidación, o bien la combinación de varios sistemas (Verlicchi et al., 2015a). Los tratamientos terciarios consideran la desinfección con cloración, ozonización, adsorción con carbón activado y humedales artificiales. Para la remoción de contaminantes psiquiátricos, se emplean procesos de oxidación avanzada o fotoquímicos. La adsorción con carbón activado u otro medio, como arena, también constituye una práctica común: algunas moléculas tienden a adsorberse al material particulado (Silva et al., 2015).

Se ha abordado la capacidad de remover fármacos de los tratamientos convencionales; la eficiencia de remoción depende, principalmente, del tratamiento secundario (Gaffney et al., 2017), aunque esta es baja en comparación con los tratamientos específicos (Rodríguez-Mozaz et al., 2018). Algunos factores importantes son el TRS, TRH, temperatura, biodegradabilidad del compuesto, concentración y estructura de la biomasa, entre otros (Omil, Suárez, Carballa, Reif y Lema, 2010). Zorita, Mårtensson y Mathiasson (2009) investigaron la eficiencia de remoción de compuestos farmacológicos en los tratamientos secundario y terciario, y encontraron que, combinados, son suficientes para reducir algunos compuestos hasta niveles ambientalmente inocuos. El tratamiento *in situ* resulta beneficioso para reducir la carga de CE liberada en ARH (Rodríguez-Mozaz et al., 2018)

Para el tratamiento terciario de ARH, los HA pueden resultar apropiados. Estos remueven CO, así como SS, N y microorganismos. Esto es de suma importancia para las ARH, por su alto contenido microbiológico y potencialmente patógeno. Los HA tienen beneficios considerables: no requieren energía ni la adición de sustancias químicas, siendo mínima la generación de residuos. Asimismo, son capaces de tolerar altas CO, así como tratar una amplia gama de contaminantes, incluidos fármacos (Idris, Abdullah, Hung y Wang, 2010; Zhang et al., 2011). La principal desventaja es el elevado requerimiento espacial. Los tres componentes más importantes son el sustrato, la vegetación y el microbioma (Li, Zhu, Ng y Tan, 2014). Otros parámetros como el TRH también son fundamentales para lograr una remoción efectiva de los contaminantes, incluso los emergentes (Dordio, Carvalho, Teixeira, Dias y Pinto, 2010; Zhang et al., 2012).

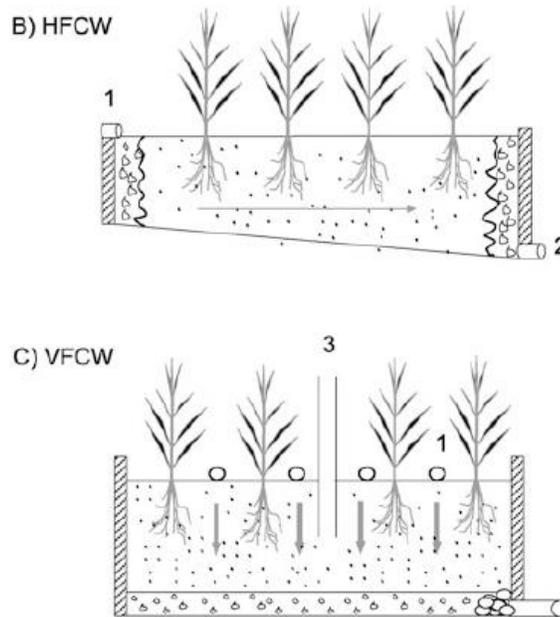


Figura 4. Esquema básico de las diferentes configuraciones de un HA subsuperficial. Los números indican: (1) afluente, (2) efluente, (3) ducto de aireación. Fuente: modificado de Matamoros y Bayona (2008).

Entre los humedales, se encuentran los de flujo superficial y los de flujo subsuperficial. En los de tipo horizontal, el agua ingresa por la parte superior, y el líquido fluye de manera horizontal a través del sustrato; este contiene la biomasa vegetal, la cual se encarga, junto con los microorganismos, de fijar o descomponer los contaminantes (Obarska-Pempkowiak et al., 2015). Algunos se caracterizan por la presencia de condiciones anaerobias que propician la desnitrificación. Estas condiciones influyen sobre la eliminación de algunos CE (Matamoros y Bayona, 2008).

Queda evidencia del problema que generan las ARH en el medioambiente, mediante los contaminantes universales y especiales y los contaminantes emergentes. Caracterizarlos es fundamental para determinar qué tecnologías son las más apropiadas para asegurar un efluente de calidad óptima. Los sistemas actuales de depuración, tanto convencionales como incipientes, vienen a desempeñar un importante papel en los procesos de remediación, mejorando así la calidad del recurso hídrico. En los hospitales y centros de salud, se emplean ambos tipos de tecnologías, siendo, a nivel general, las convencionales las de uso más extendido, a pesar de que ya existen procesos más innovadores orientados a eliminar CE. Dichas tecnologías prometen reducir la concentración de xenobióticos hasta niveles ambientalmente aceptables, lo cual se considera necesario para lograr realmente la protección tanto del medioambiente como de la salud humana.

3. MARCO METODOLÓGICO

3.1. Objeto de estudio

Se abordaron las tecnologías de tratamiento de aguas residuales más apropiadas para las características de las aguas residuales generadas en el Hospital Roberto Chacón Paut. De esta manera, se buscó plantear una propuesta sólida y potencialmente factible para implementar el proyecto, con el objetivo de sanear la contaminación y sus efectos negativos sobre el medioambiente. Dada la necesidad de construir una planta de tratamiento que satisficiera las necesidades del hospital, se decidió elaborar la propuesta por medio del diseño del sistema con base en criterios técnicos e ingenieriles.

El alcance de la presente investigación se limita al dimensionamiento y la conexión entre las diferentes unidades de depuración de aguas residuales, a partir de la medición de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos de importancia para determinar la calidad del agua residual generada. Se omitieron, por ende, los aspectos geotécnicos relacionados con el terreno donde se construirá la futura PTAR, por considerarse propios de otras disciplinas de la ingeniería.

El desarrollo de la propuesta requirió tanto trabajo de gabinete como trabajo de campo. Para este último, se trabajó dentro de las instalaciones físicas del HRCP, en conjunto con el personal de la DAPE, órgano perteneciente a la Caja Costarricense de Seguro Social. Este es el encargado de las labores de gestión ambiental institucional, por lo que el diseño y construcción de la PTAR entran dentro de sus funciones. El periodo que abarcó este proyecto fue de poco menos de 1,5 años naturales: de febrero de 2018 a julio de 2019.

3.2. Perspectiva de la investigación

El presente trabajo corresponde a una investigación con enfoque principalmente cuantitativo, pues el problema de investigación es planteado por el autor de manera concreta y delimitada. El problema, además, versa sobre la literatura científica relacionada (en este caso, el tratamiento de aguas residuales). La recolección de los datos se realiza en forma de medición y estas mediciones son las que posteriormente arrojan los resultados en forma numérica. Además, el diseño de la planta de tratamiento, con todas sus unidades específicas y caracterizaciones fisicoquímicas de las aguas residuales, se apega también a este tipo de enfoque, pues se requiere realizar mediciones cuantitativas sobre la incidencia de cada agente contaminante (Hernández, Fernández y Baptista, 2010).

No obstante, se emplean algunos instrumentos de tipo cualitativo, como la observación en campo, así como la aplicación de instrumentos cualitativos de recolección de la información, específicamente, los cuestionarios de preguntas mixtas (ver Anexo 1).

3.3. Caracterización del área de estudio

De acuerdo con el Plan Regulador² cantonal (Municipalidad de La Unión, 2018), prácticamente todo el cantón de La Unión posee potencial hidrogeológico, debido a las características tanto climáticas como litopetrofísicas. Así, se cuenta con acuíferos de potencial alto, sobre todo en la parte norte y noreste del municipio. En este punto, la presencia de rocas de la Formación Reventado presenta un alto potencial acuífero por su porosidad y elevada permeabilidad. Esto, aunado a las elevadas precipitaciones del sitio, favorece el potencial de captación y almacenamiento de agua en el subsuelo.

De acuerdo con el mismo Plan Regulador, los acuíferos presentes en el área también tienen un gran potencial para la producción de aguas subterráneas; la presencia de manantiales con caudales elevados a moderados y la presencia de pozos de extracción del recurso así lo confirman. Se ha determinado también la existencia de zonas importantes de recarga acuífera. La existencia de cuerpos de agua subsuperficiales, como las nacientes, también es de gran importancia. De acuerdo con el Mapa de Análisis Hidrográfico e Hidrogeológico, existe una naciente en las cercanías del HRCP que cuenta con su respectiva área de protección de 200 m, según lo establece la normativa nacional³. Asimismo, el hospital se encuentra dentro de la microcuenca del río María Aguilar, el cual, como ya se mencionó, nace en la finca del hospital. Así, se deben respetar las distancias fijadas por la normativa en este sentido, para la ubicación de la PTAR. En el Anexo 2.a. se observa la presencia de una naciente cercana al hospital y a la naciente del río María Aguilar. Por lo cual, debe existir también un cuerpo de agua subterráneo en los alrededores del HRCP. Estos son susceptibles de ser alterados por los diversos contaminantes que se emiten desde el hospital.

Debido a la riqueza del recurso hídrico subterráneo, existe una gran cantidad de pozos y concesiones para el aprovechamiento de las nacientes, donde se extrae el recurso para satisfacer diversas actividades, tanto domésticas como industriales y agrícolas e incluso para la producción de

² De acuerdo con el sitio web de la Municipalidad de La Unión, en este momento se tiene una propuesta de Plan Regulador que se presentó al Instituto Nacional de Vivienda y Urbanismo (INVU) para su evaluación. Si bien aún no está aprobado, al menos cuenta con los estudios hidrogeológicos que permitieron realizar la caracterización del sitio.

³ La Ley de Aguas, pese a ser más antigua (1942), establece un área de protección mayor a la que fija la Ley Forestal (1995) con respecto a las nacientes: la primera establece 200 m de protección; la segunda, 100 m.

agua potable por AyA. Según datos del Servicio Nacional de Aguas Subterráneas, Riego y Avenamiento, reflejados en el plan, existen 15 concesiones para aprovechamiento de nacientes y siete concesiones para la explotación de pozos, dentro de los distritos de Dulce Nombre y San Ramón, los más cercanos al HRCP (Municipalidad de La Unión, 2018). Estos se muestran en la figura 5:

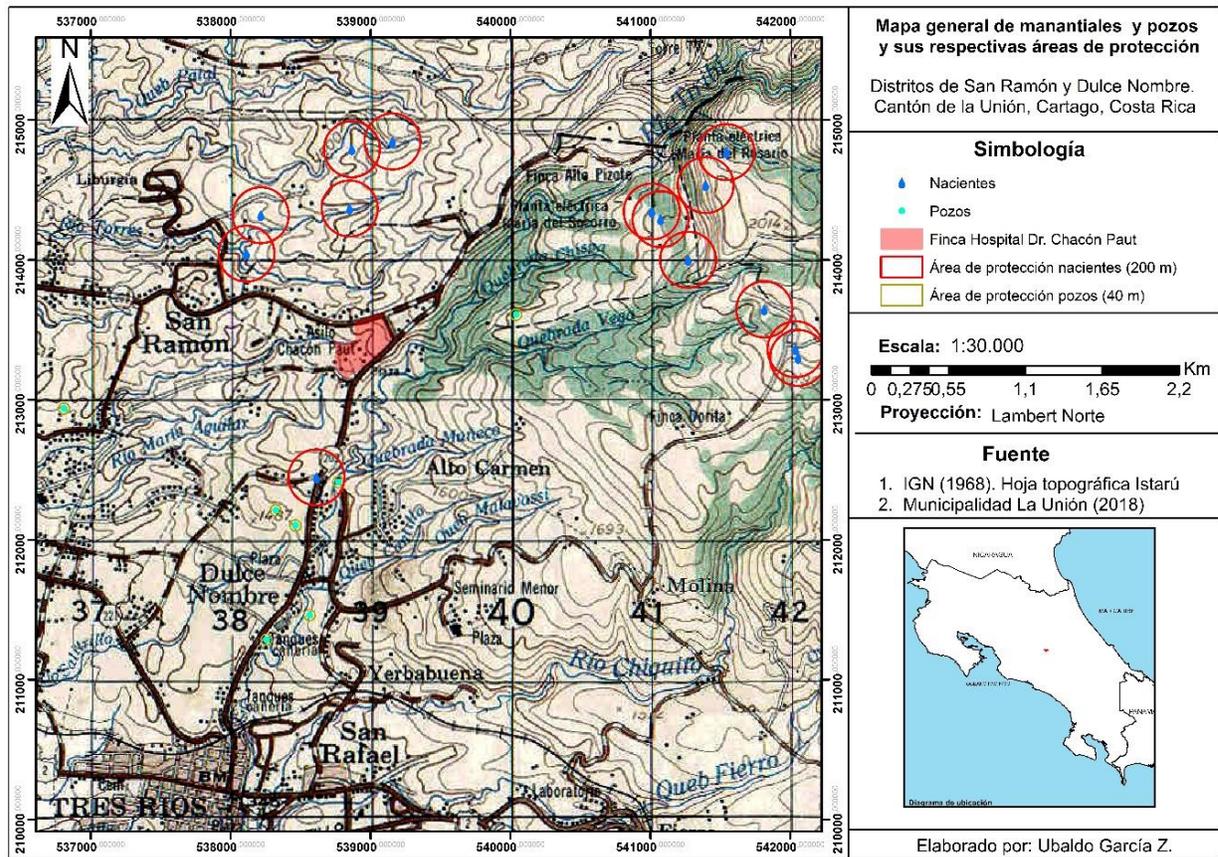


Figura 5. Mapa de pozos y nacientes ubicados en los cantones de Dulce Nombre y San Ramón.

El área donde se ubica el HRCP presenta una vulnerabilidad hidrogeológica a la contaminación alta. Esta clasificación se basa en dos aspectos principales: accesibilidad de penetración de contaminantes a la zona saturada, desde el punto de vista hidráulico, y la capacidad de atenuación de los estratos suprayacentes a la zona saturada; este resulta de las interacciones fisicoquímicas o retenciones de los contaminantes.

Por último, se tiene el Índice de Fragilidad Ambiental o IFA, un indicador de evaluación del grado de susceptibilidad de un lugar con respecto a diversas variables ambientales (i.e. factor

litopetrofísico, amenazas naturales, hidrogeológico, entre otros). El índice determina que, para geopotencial, los terrenos ubicados en las márgenes del río María Aguilar que presentan fuertes pendientes presentan una fragilidad muy alta. El área donde se ubica el HRCP, por su parte, presenta un grado de vulnerabilidad alta, como se muestra en el Anexo 2.b. Si bien el sitio donde se ubica el HRCP está catalogado de vulnerabilidad alta, se observa que a los alrededores la vulnerabilidad llega incluso a ser muy alta. Es importante recalcar que no todos los componentes del IFA están relacionados con la vulnerabilidad a la contaminación, pues no es esta la única variable que se determina en la metodología. Sin embargo, el factor hidrogeológico es uno de los componentes evaluados, por lo que es de suma importancia el conocimiento de este criterio para implementar cualquier tipo de proyecto, máxime cuando este maneja aguas residuales.

3.4. Materiales y métodos

3.4.1. I Parte: caracterización de los procesos y fuentes de emisión

La primera parte involucró la caracterización de los procesos operativos del hospital, con el fin de determinar aquellas áreas y procesos concretos que generan aguas residuales ordinarias o especiales. Para ello se realizaron cuatro visitas preliminares al HRCP, en las que se llevaron a cabo recorridos por las instalaciones para identificar todas las fuentes de generación de aguas residuales. Se aplicó un cuestionario de preguntas mixtas a los miembros de las áreas operativas del HRCP que se consideraron relevantes en términos de generación de aguas residuales: Nutrición, Enfermería, Laboratorio Clínico, Farmacia, Ropería, Terapia ocupacional y Autoclave. Dicho cuestionario se encuentra en el Anexo 1.

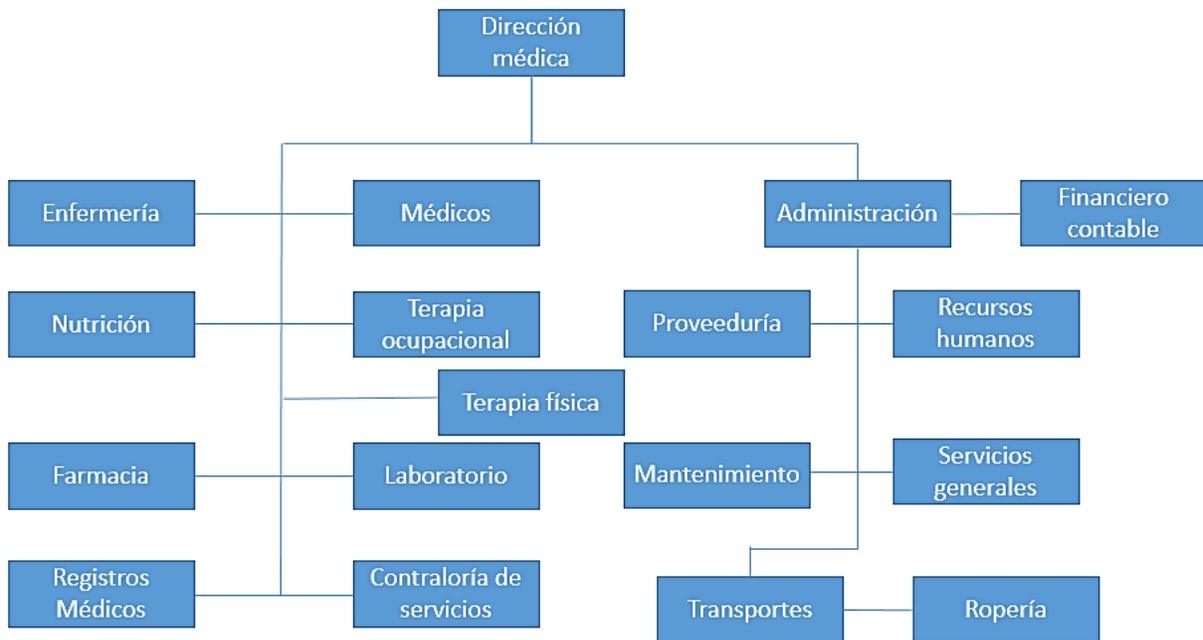


Figura 6. Organigrama del Hospital Roberto Chacón Paut.

El objeto de la aplicación de este instrumento era conocer los horarios de trabajo en cada área, a fin de estimar de forma preliminar los horarios pico de generación de aguas residuales; hábitos de manejo de desechos (sólidos y líquidos) en cada una de las áreas, y la posible utilización de sustancias químicas complejas. Se seleccionó el cuestionario de preguntas mixtas.

Se debió estimar el aporte de algunas fuentes al volumen total de generación aguas residuales. Se escogió un día previo al programa de muestreos para la medición preliminar de caudales, con el propósito de evaluar el comportamiento de la generación. Estas mediciones preliminares se tenían proyectadas, inicialmente, desde las 7:30 a.m. hasta las 2:00 p.m con una frecuencia de 30 min entre cada una. Sin embargo, se observó que el caudal era sumamente variable, con lo cual, tras iniciar, hubo que aumentar la frecuencia a 15 min. Las condiciones meteorológicas impidieron continuar con los muestreos a partir de la 1:10 p.m. Los muestreos se hicieron solamente sobre uno de los tres puntos de muestreo: a la entrada del TSG, el cual recoge las aguas residuales de prácticamente todo el HRCP, y, por ende, tiene el caudal más elevado de generación de aguas residuales. Los otros dos puntos corresponden a la salida de las aguas grises de Ropería o ARR, y a la salida de las aguas residuales generadas en el comedor de Nutrición o ARN. Asimismo, se llevó a cabo una medición posterior al programa de muestreo, durante la época seca, para comparar el comportamiento de este parámetro en ambas estaciones.



Figura 7. Puntos de muestreo dentro del HRCP. (1) Entrada a TSG. (2) Salida de ARR. (3) Salida de ARN.

Para las mediciones preliminares de caudal se empleó, en el caso de la entrada al TSG, una bolsa de polietileno alargada conectada a un codo de PVC, la cual se aforó por medio de una probeta de 2,0 L de capacidad, hasta alcanzar un aforo de 3,5 L. Las marcas se realizaron cada 0,25 L para tener lecturas con mayor exactitud. Se debió conectar el codo a causa del diseño del punto de muestreo de TSG (ver figura 7). En el efluente de Nutrición se utilizó un envase de galón; la tubería de salida posee una caída en la que se colocó el recipiente. Para el cálculo de los caudales de generación de aguas residuales, se aplicó la siguiente ecuación (Ec. 1):

$$Q = \frac{V}{t} \quad \text{Ec. 1}$$

Donde:

Q = caudal (L s⁻¹)

V = volumen de agua residual recogido (L)

t = tiempo de llenado del recipiente (s)

En TSG el diseño de la entrada del tanque imposibilita realizar las lecturas de volumen a medida que se va llenando el recipiente. Para calcular el caudal se dejaron transcurrir 10 s por cada medición. En el caso de ARN, se tomó el tiempo necesario para llenar completamente el galón. En ARR fue imposible medir directamente el caudal, pues la tubería de salida se ubica prácticamente al nivel del suelo, con lo cual se debió estimar con base en la capacidad de los tanques de las lavadoras, número de equipos y frecuencia de lavado.



Figura 8. Bolsa de polietileno empleada para la medición de caudales.

Asimismo, se realizaron lecturas directamente en el medidor de agua potable durante cuatro días en dos semanas consecutivas (dos días consecutivos, por cada semana). Esto con el fin de contrastar las mediciones directas con los periodos en los que se realizó las mediciones directas. Así, se realizaron lecturas a las 7:00 a.m., 2:00 p.m. y 7:00 p.m. De este modo se pudo determinar el consumo real de agua potable en periodos de 12 h, incluyendo también el lapso en que se midieron los caudales, lo cual permitió evaluar en qué medida se distribuye el consumo de agua y generación de aguas residuales a lo largo del día, y así confirmar la representatividad del programa de muestreo. Se contactó a AyA por correo, para solicitar permiso para acceder al medidor del HRCP.

Posteriormente se ejecutó el programa de muestreo. En este caso, se realizaron mediciones de caudal nuevamente, así como de pH y temperatura por cada submuestra tomada en cada punto, con una frecuencia de 60 min. Las mediciones de pH se hicieron, los primeros tres días, con un pHmetro marca Hanna, modelo HI8424. El cuarto día fue imposible medir los valores de pH, debido a que el equipo se dañó. El último día de muestreo se debió utilizar cintas de pH MColorpHast™, aunque solo se pudo realizar tres mediciones en TSG; dos, en ARN, y una en ARR. Las mediciones de temperatura se llevaron a cabo con un termómetro marca Adwa, modelo 4371. Por último, para ARR el cloro libre se midió con un colorímetro marca Hanna, modelo Checker HC HI701.

Los muestreos se realizaron dos veces por semana, desde las 8:00 a.m. hasta las 2:00 p.m., durante tres semanas consecutivas (a excepción de la primera que solo se hizo un día), cada semana en días distintos. Los viernes no se pudo muestrear debido a la imposibilidad de recibir muestras y el montaje de la prueba de DBO₅²⁰; los días sábado y domingo se omitieron por considerarse poco representativos de las condiciones normales de operación del HRCP. Únicamente se seleccionó el periodo de 8:00 a.m. a 2:00 p.m., debido a que se comprobó en el sitio que son las horas de la mañana en las que se genera la mayor cantidad de aguas residuales. Esto se comprobó en dos visitas en las semanas previas al HRCP. También lo corroboró así la lectura de los medidores.

Para la ejecución del programa de muestreo se cuantificaron los parámetros de aguas residuales universales y especiales para centros de salud, de acuerdo con lo estipulado por el Decreto 33601-MINAE-S. Es importante aclarar que no en todos los puntos de muestreo se analizaron exactamente los mismos parámetros. Así, el parámetro de metales pesados se incluyó solo para TSG; a su vez, GyA solo se midió en TSG y ARN. Este fue el único parámetro fisicoquímico que requirió muestreos simples. A continuación, se muestran los análisis fisicoquímicos y microbiológicos efectuados:

Tabla 3. Programa de muestreo y análisis fisicoquímicos para la caracterización de las aguas residuales del HRCP

Punto de muestreo	Frecuencia de muestreo	Tipo de muestreo	Cantidad de muestras	Análisis requeridos ⁴
TSG	Horaria	Compuesto	5	pH, temperatura, caudal, DBO ₅ ²⁰ , DQO, SST, Ssed, SAAM, GyA, N total, P total, fenoles totales, metales pesados
ARR	Horaria	Simple	5	pH, temperatura, caudal, DBO ₅ ²⁰ , DQO, SST, SAAM, N total, P total, fenoles totales, Cl libre
ARN	Horaria	Compuesto	5	pH, temperatura, caudal, DBO ₅ ²⁰ , DQO, SST, Ssed, SAAM, GyA, N total, P total
Total			15	

⁴ Las muestras para análisis de GyA se tomaron en horas representativas. En el caso del TSG, una en la mañana (8:00 a.m.) y una en la tarde (1:00 p.m.); en el caso de Nutrición, a las 11:00 a.m. y a la 1:00 p.m.

En este caso se muestreó durante el mismo periodo en que se determinaron los parámetros de caudal, pH y temperatura (i.e. dos veces por semana, de 8:00 a.m. a 2:00 p.m, durante las tres primeras semanas de septiembre). Se tomaron 0,54 L de agua residual por cada submuestra horaria en el caso de TSG, y 0,9 L por cada submuestra horaria para ARN, para obtener un total de 3,80 L de muestra diaria compuesta para análisis de parámetros universales, más 200 mL diarios para análisis de metales pesados (únicamente en el caso de TSG), y dos muestras de 250 mL adicionales (i.e. una muestra en horas de la mañana y otra, en horas de la tarde) simples para análisis de GyA, en TSG y ARN. En el caso de ARR se tomaron muestras simples de 1,5 L debido al bajo volumen de producción de aguas residuales y las escasas horas de trabajo de las lavadoras del área.

Es importante mencionar que no se pudo medir el parámetro de fósforo total en las muestras de ARR, debido a que el volumen no fue suficiente para su determinación. Así, se tomaron cuatro muestras adicionales dos meses después de haberse ejecutado el programa de muestreo. Estas se recolectaron en envases de 1,5 L y se analizó, además de P total, DBO, DQO y N total. Únicamente se determinaron estos parámetros para efectos del diseño del sistema de tratamiento.

Los muestreos para la determinación de parámetros microbiológicos se efectuaron posteriormente. En este caso, se escogieron dos días diferentes en distintas semanas para el muestreo de CF; para NI se tomaron las muestras el mismo día que el primer muestreo de CF. Para CF, se obtuvieron dos muestras simples de 100 mL por cada punto, recogidas en envases esterilizados. Las muestras se obtuvieron en horas de la mañana y tarde. Los muestreos de NI solo se hicieron a la entrada de TSG; se tomaron tres muestras simples de 1,0 L en periodos distintos del día (dos durante la mañana y uno adicional en horas de la tarde), para tener un perfil completo del día de muestreo.

En los muestreos de aguas residuales, es de suma importancia la preservación de las muestras, a fin de que los parámetros a medir no sufran procesos de transformación que redunden en resultados erróneos que no representen verdaderamente las condiciones originales presentes. Así, todas las muestras se colocaron inmediatamente en hieleras llenas de hielo, para mantener una temperatura aproximada de 4 °C, como se recomienda en APHA (2017) y Romero (2010).

Por otra parte, para los análisis fisicoquímicos y microbiológicos se emplearon los métodos descritos en el *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*, de American Public Health Association (APHA, 2017), aunque algunos con ligeras modificaciones. A continuación, en la tabla 4 se resumen los procedimientos empleados para cada análisis:

Tabla 4. Descripción de los métodos empleados para la caracterización fisicoquímica y microbiológica de las aguas residuales generadas en el HRCP

Naturaleza del parámetro	Parámetro	Referencia del método	LD – LC	Consideraciones
Fisicoquímicos	DBO ₅ ²⁰	SM 5210 D	NA – 1 mg L ⁻¹	Modificado
	DQO	SM 5220 D	0,5 mg L ⁻¹ – 19 mg L ⁻¹	Modificado
	Ssed	SM 2540 F	NA – 0,1 mL L ⁻¹	N.A.
	SST	SM 2540 D	NA – 0,02 mg L ⁻¹	Modificado
	SAAM	SM 5540 C	0,02 mg L ⁻¹ – 0,06 mg L ⁻¹	Modificado
	GyA	SM 5520 B	NA – 2 mg L ⁻¹	Modificado
	N total	SM 4500 N C	2 mg L ⁻¹ – 9 mg L ⁻¹	Modificado
	P total	SM 4500 P C	0,01 mg L ⁻¹ – 0,05 mg L ⁻¹	Modificado
	Fenoles totales	SM 5530 (A, B, D)	20 µg L ⁻¹ – 60 µg L ⁻¹	Modificado
	Color	SM 2540 C	0,02 UC – 0,08 UC	Modificado
	Metales pesados			Modificado
	As	SM 3114 B	1 µg L ⁻¹ – 3µg L ⁻¹	
	Cd	SM 3114 B	0,8 µg L ⁻¹ – 2 µg L ⁻¹	
	Cu	SM 3114 B	0,7 µg L ⁻¹ – 0,9 µg L ⁻¹	
	Cr	SM 3114 B	3 µg L ⁻¹ – 4 µg L ⁻¹	
	Sb	SM 3114 B	NA	
	Ni	SM 3114 B	0,9 µg L ⁻¹ – 1 µg L ⁻¹	
	Mn	SM 3114 B	N.Ind.	
	Ag	SM 3114 B	1 µg L ⁻¹ – 2 µg L ⁻¹	
	Se	SM 3114 B	2 µg L ⁻¹ - 4 µg L ⁻¹	
Zn	SM 3114 B	2 µg L ⁻¹ – 3 µg L ⁻¹		
Pb	SM 3114 B	60 µg L ⁻¹ – 100 µg L ⁻¹		
Hg	SM 3114 B	NA		
Cl libre				Modificado
Biológicos	CF	Técnica de los tubos múltiples (5 tubos por dilución)	NA	No indicado
	NI	SM 10550	NA	No indicado

Por otro lado, se llevó a cabo un barrido cromatográfico para la detección de algunos compuestos de origen farmacológico, los cuales, si bien no fue posible cuantificar, al menos se pudo determinar su presencia en las muestras colectadas. Para ello se debió buscar en la literatura sobre las características fisicoquímicas y los métodos de determinación y cuantificación de los fármacos identificados como prioritarios debido a su elevada tasa de consumo en el hospital. Se tomaron dos muestras compuestas de 1,0 L en el mismo periodo que como se hizo en el programa de muestreo. Las muestras se

congelaron durante una semana y media, aproximadamente a $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$, con el fin de evitar la degradación de la materia contaminante contenida. Las sustancias por determinar contemplaron los ingredientes activos de los fármacos de uso más extendido entre los pacientes, obtenidos de los datos de consumo de los dos últimos años (2017 y 2018), periodos que se consideraron los más representativos. Esta información se obtuvo del área de Farmacia del HRCP. Se realizó un barrido o *screening* para la detección de presencia de ciertos fármacos. Para ello, se realizó la extracción en fase sólida de las muestras, como paso previo a su inyección en el GC-MS.

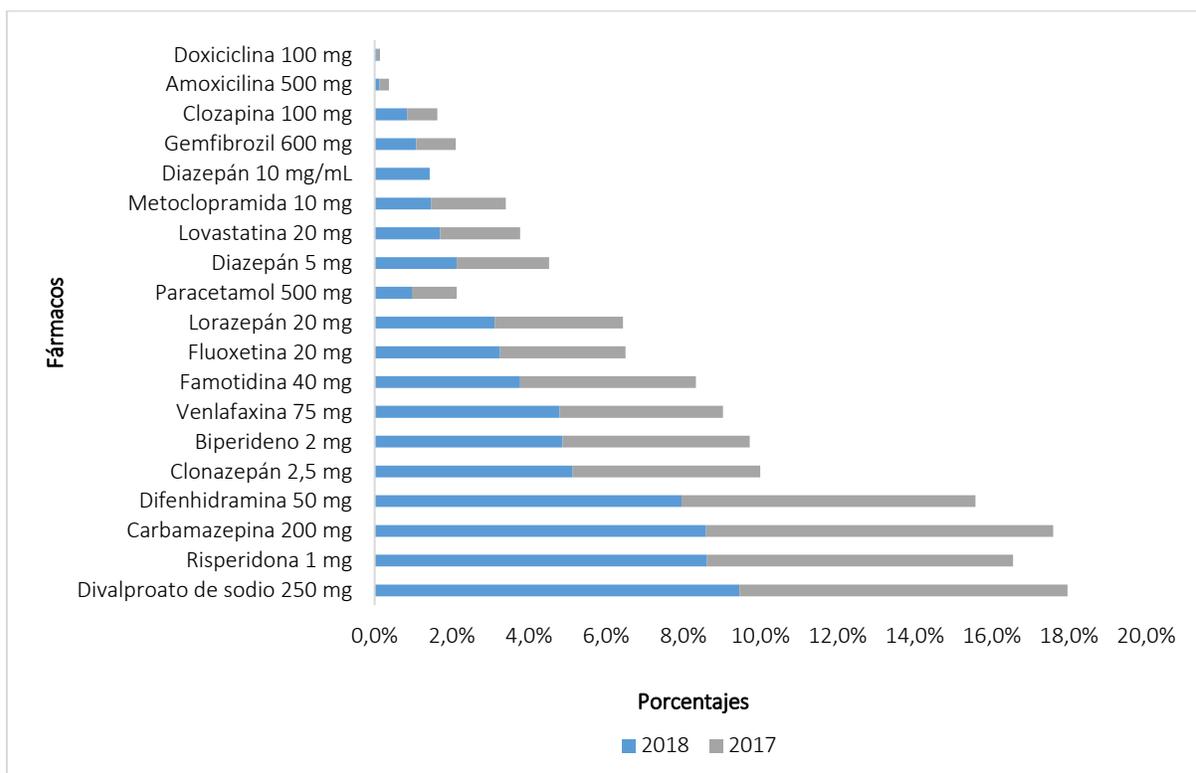


Figura 9. Variación en el consumo de fármacos en el HRCP en 2017 y 2018. Fuente: elaboración propia, con datos del área de Farmacia del HRCP.

Todos los análisis fisicoquímicos se llevaron a cabo en el Laboratorio de Análisis Ambiental de la Universidad Nacional. Por su parte, los CF se caracterizaron en el Laboratorio de Microbiología, por parte del investigador; y la determinación de huevos de NI se entregó un laboratorio externo. Finalmente, la extracción en fase sólida de las muestras y el barrido cromatográfico para la detección de la presencia de CE se realizaron en el Laboratorio de Análisis de Residuos de Plaguicidas.

3.4.2. II parte: selección de la tecnología más apropiada

Con base en los resultados de la caracterización, se evaluaron cuatro tecnologías potencialmente factibles para su implementación. Para ello se adaptó la metodología propuesta por Arroyo y Molinos-Senante (2018) sobre selección de tecnologías de tratamiento basadas en el método *choosing-by-advantage*, el cual considera una serie de variables ambientales y sociales para la selección. Únicamente se descartaron dos variables sociales, con respecto al método original, por no pertenecer al alcance de esta investigación (i.e. la aceptación pública y el impacto visual).

El método de asignación de las calificaciones es distinto al que aplicaron las investigadoras. En la población consultada en su investigación, las calificaciones se asignan con base en la importancia subjetiva que dieron los participantes a los distintos criterios⁵. Por el contrario, en esta investigación, la calificación se basa en el potencial de la tecnología para cumplir satisfactoriamente con un criterio. Los criterios fueron evaluados y puntuados únicamente por el investigador, en conjunto con el tutor. Asimismo, se incorporó una variable ambiental que las investigadoras omitieron: la capacidad de reducir CE.

Tabla 5. Variables por considerar para la selección de las tecnologías de depuración más apropiadas, según la metodología CBA

Clasificación del criterio	Criterio	Descripción
Ambiental	Eficiencia de remoción de MO	Capacidad de reducir la carga orgánica mediante la minimización de la DBO y DQO
	Eficiencia de remoción de SS	Capacidad de reducir la concentración de sólidos en suspensión
	Eficiencia de remoción de N	Capacidad de remover nutrientes hasta niveles aceptables
	Eficiencia de remoción de P	
	Consumo de energía	Energía requerida para operar
	Espacio requerido	Cantidad de superficie requerida para la construcción
	Producción de lodos	Cantidad de lodos residuales producidos en el tratamiento biológico
	Potencial para reúso del agua	Generación de un efluente de calidad fisicoquímica y microbiológica óptimas que permita su reutilización

⁵ Se contactó por correo electrónico a la investigadora María Molinos-Senante, para la aclaración de esta cuestión con respecto al método.

Clasificación del criterio	Criterio	Descripción
	Potencial de recuperación de materiales	Posibilidad de aprovechar los subproductos generados en el proceso de depuración (por ejemplo, nutrientes, polímeros, etc...)
	Fiabilidad	Capacidad para cumplir con su función bajo cualquier escenario
	Posibilidad de remoción de CE	Capacidad, según la literatura, para remover algunos CE de las aguas residuales
	Impacto de olores	Posibilidad de generar malos olores del STAR durante el proceso de depuración
Social	Impacto de ruido	Generación excesiva de ruido por parte del STAR durante el proceso de depuración
	Complejidad en la operación	Posibilidad de que pueda ser operado por cualquier colaborador que posea una formación básica en el tratamiento de aguas residuales
Económico	Costos de inversión y operación	Cantidad de presupuesto que se deberá destinar a su inversión (construcción) y operación (mantenimiento)

Fuente: modificado de Arroyo y Molinos-Senante (2018).

Se construyó una matriz de puntuación en la cual se identificaron las tecnologías potencialmente viables, así como sus ventajas y desventajas por cada criterio. A partir de esto, se escogió la opción más factible. El método se modificó para el peso de las variables: para las ambientales se fijó un peso de 1, por considerarse las más importantes, en tanto que para las sociales y económicas se determinó un peso de 0,50 y 0,75, respectivamente. Al criterio más importante de cada tecnología se le asignó un valor de 100. La escala de calificación para los demás se fijó en tres categorías: 75, 50 y 25. Así, 75 corresponde a un potencial elevado, o bien para atajar una desventaja (i.e. malos olores o ruido). En el caso de 50, se considera un potencial medio, y 25 corresponde al más bajo.

Para asegurar la viabilidad técnica del proyecto, se analizaron los componentes de un estudio técnico. Estos incluyen un diagnóstico inicial, localización óptima, tamaño de proyecto, capacidad instalada y análisis de tecnología, como se plantea en Ortegón, Pacheco y Roura (2005), para la formulación de estudios de viabilidad técnica en proyectos de inversión pública. Se inició por evaluar el tamaño del proyecto y la capacidad instalada. La localización se evaluó en términos de ubicación óptima dentro del hospital (microlocalización). Se consideró la disponibilidad de espacio, condiciones topográficas del terreno y distancia con respecto a zonas restrictivas. Por último, se realizó el análisis de la tecnología. Esto incluye los equipos, inversión y costos de operación, así como recursos materiales necesarios para la implementación del sistema. Asimismo, se estimaron los costos del proyecto, de

acuerdo con las tablas de costos de acabados de construcción del Colegio Federado de Ingenieros y de Arquitectos (Picado, 2019), así como los costos estimados de adquisición de equipos para RSB (Shammas y Wang, 2009). En este caso, se graficaron los costos y se determinó la ecuación de la recta de mejor ajuste, para sustituir posteriormente el caudal de diseño de la planta del HRCP y determinar así el costo aproximado de la adquisición de los equipos.

3.4.3. III parte: diseño de las unidades de depuración

Con base en la información recabada, ecuaciones de diseño y las características del agua residual, así como la calidad del efluente esperado, se diseñó la PTAR. Se elaboró una memoria de cálculo en Excel con las dimensiones de todas las unidades. Se inició por determinar las concentraciones de diseño. La Ec. 2 muestra el método de cálculo para los parámetros DBO, DQO, SST y N. Estas se multiplicaron por el caudal de diseño para calcular el tamaño del proyecto (ver tabla 20).

$$\text{Concentración de diseño} = \frac{C_{TSG} \cdot Q_{TSG} + C_{ARN} \cdot Q_{ARN} + C_{ARR} \cdot Q_{ARR}}{Q_{TSG} + Q_{ARN} + Q_{ARR}} \quad \text{Ec. 2}$$

Tanto las concentraciones como los caudales se determinaron de los promedios obtenidos para las cinco muestras. En la tabla 6, se muestran todas las consideraciones de diseño:

Tabla 6. Parámetros y suposiciones para el diseño de la PTAR del HRCP

Parámetros	Unidades	Valor
Q total	m ³ d ⁻¹	97,75
DBO	mg L ⁻¹	284,71
DQO	mg L ⁻¹	506,69
SST	mg L ⁻¹	94,79
NTK ⁶	mg L ⁻¹	25,43
Concentraciones en efluente	Unidades	Valor
DBOe	mg L ⁻¹	20,0
N-NH ₄ ⁺ e	mg L ⁻¹	1,0
DQOe	mg L ⁻¹	100,0
SSTe	mg L ⁻¹	20,0

⁶ Se asumió que la concentración de NTK es igual al N total determinado en laboratorio, debido a que se considera insignificante la porción de N oxidado en el afluente del sistema.

Suposiciones	Unidades	Valor
Ancho de barras, w	cm	1,5
Distancia entre barras, s	cm	0,9
Ancho del canal, a _c	cm	55
Velocidad del agua, v	m s ⁻¹	0,7
Ángulo de inclinación de rejilla, Θ	°	45
X _{SLMM}	mg L ⁻¹	3 000
Tiempo de llenado, t _{LL}	h	3,0
Tiempo de aireación, t _a	h	2,0
Tiempo de sedimentación, t _s	h	0,5
Tiempo de decantación, t _d	h	0,5
Tiempo total, T _t	h	6,0
DBO soluble ⁷	mg L ⁻¹	0,7·DBO
DQO _b ⁸	mg L ⁻¹	1,6·DBO
DQO _{bs} ⁸	mg L ⁻¹	0,3·DQOb
SSV ⁸	mg L ⁻¹	0,85·SST
N-NH ₄ ⁺ ⁸	mg L ⁻¹	0,7·NTK
NTK oxidable ⁸	mg L ⁻¹	0,8·NTK
Concentración del sustrato, S	mg L ⁻¹	DQO _b
Profundidad de decantación	m	0,2·h
Volumen de decantación	m ³	0,2·V _T
Concentración de OD en licor, C _{ODL}	mg L ⁻¹	2,0
Concentración de saturación de OD a temperatura y presión del sitio, C _{S,T} ⁹	mg L ⁻¹	6,92
Caída de presión en soplador, Δp	psi	7,0
Caudal másico de aire, W	kg s ⁻¹	0,06
Tiempo de retención en tanque de cloración, Θ	min	90
T crítica, máx	°C	26
T crítica, mín	°C	16
Concentración de sólidos en lodos, C _L	kg m ⁻³	13
Densidad específica de lodo	adimensional	1,02
Reducción lodos T _{máx} , R _{Tmáx} ¹⁰	%	45
Reducción lodos T _{mín} , R _{Tmín}	%	38
Tiempo de retención lodos, θ_{dc}	d	40

Posteriormente, se procedió con el diseño de la PTAR. Las ecuaciones empleadas se resumen en la tabla 7. La descripción de las variables empleadas en las ecuaciones se encuentra en el Anexo 3.

⁷ Se obtiene a partir de relación SST/DBO = ~ 0,3, a partir de la cual se asume que aproximadamente el 30 % de la DBO es aportada por SST, por lo que el 70 % restante es aportado por material soluble no cuantificado por medio de los SST.

⁸ Obtenido de Tchobanoglous et al. (2014) para aguas residuales municipales.

⁹ Obtenido de Tchobanoglous et al. (2014), apéndice E.

¹⁰ Obtenidos de gráfica reducción de lodos versus grados-día, de Tchobanoglous et al. (2014).

Tabla 7. Descripción de las ecuaciones empleadas en el diseño de desbaste, RSB y HA para el HRCP.

Sistema	Parámetro por determinar	Símbolo	Unidades	Ecuación ¹¹	Número de ecuación
Desbaste	Pérdida de energía	H	m	$H = \beta \cdot \left(\frac{w}{b}\right)^{\frac{4}{3}} \cdot h_v \cdot \text{sen } \theta$	Ec. 3
	Área efectiva	A _s	m ²	$A_s = \frac{Q}{86\,400v}$	Ec. 4
	Altura de lámina de agua	H _L	m	$H_L = \frac{A_s}{w}$	Ec. 5
	Longitud de la rejilla	L	m	$L = \frac{H_L}{\text{sen } \theta}$	Ec. 6
	Número de barras ¹²	n	barras	$A_c = s \cdot n + w(n - 1)$	Ec. 7
	DQO biodegradable	DQO _b	mg L ⁻¹	$DQO_b = 1,6(DBO)$	Ec. 8
	DQO soluble biodegradable	DQO _{bs}	mg L ⁻¹	$DQO_{bs} = 1,6(DBO_s)$	Ec. 9
RSB	DQO soluble no biodegradable en efluente	DQO _{nbse}	mg L ⁻¹	$DQO_{nbse} = DQO_s - DQO_{bs}$	Ec. 10
	DQO particulada no biodegradable	DQO _{nbp}	mg L ⁻¹	$DQO_{nbp} = DQO - DQO_b - DQO_{nbse}$	Ec. 11
	SSV en forma de DQO	SSV _{dqo}	mg L ⁻¹	$SSV_{dqo} = \frac{DQO - DQO_s}{SSV}$	Ec. 12
	SSV no biodegradables	SSV _{nb}	mg L ⁻¹	$SSV_{nb} = \frac{DQO_{nbp}}{SSV_{dqo}}$	Ec. 13
	SST inertes	SST _i	mg L ⁻¹	$SST_i = SST - SSV$	Ec. 14

¹¹ Las Ec. 3 – Ec.7, Ec. 46 – Ec.57 se obtuvieron de Romero (2010, p.288); las demás ecuaciones se obtuvieron de Tchobanoglous et al. (2014, pp.775-781, 828-831).

¹² Se obtiene a partir del despeje de la ecuación, resolviendo para n. Los términos w y s se muestran en la tabla 6.

Número de ciclos por tanque	N_c	ciclos	$N_c = \frac{24 h d^{-1}}{h \text{ ciclo}^{-1}}$	Ec. 15
Volumen de llenado	V_{LL}	$m^3 \text{ llenado}^{-1}$	$V_{LL} = \frac{Q \text{ total}}{N_c}$	Ec. 16
Volumen de cada tanque ¹³	V_T	$m^3 \text{ tanque}^{-1}$	$V_T = \frac{V_{LL}}{0,2}$	Ec. 17
Largo	l	m	$l = 1,7 \cdot \text{profundidad}$	Ec. 18
Ancho	a	m	$a = \frac{V_T}{\text{profundidad} \cdot l}$	Ec. 19
Área superficial de cada tanque	A	m^2	$A = l \cdot a$	Ec. 20
TRH total	θ	d	$\theta = \frac{\text{número tanques} \cdot V_T \cdot 24 h d^{-1}}{Q_T}$	Ec. 21
TRS ¹⁴	θ_c	d	$V_T \cdot X_{SSLM} = \frac{Q \cdot Y_H \cdot DQO_b \cdot \theta_c}{[1 + b_H \cdot \theta_c] \cdot 0,85} + Q \cdot SSV_{nb} \cdot \theta_c$ $+ \frac{Q \cdot Y_N \cdot (NOx) \cdot \theta_c}{[1 + b_N \cdot \theta_c] \cdot 0,85} +$ $\frac{f_d \cdot b_H \cdot Q \cdot Y_H \cdot DQO_b \cdot \theta_c^2}{[1 + b_H \cdot \theta_c] \cdot 0,85} + Q \cdot SSTi \cdot \theta_c$	Ec. 22
Concentración de SSVLM	X_{MLVSS}	$mg L^{-1}$	$V_T \cdot X_{SSVLM} = P_{X,SSV} \cdot \theta_c = \frac{Q \cdot Y_H \cdot DQO_b \cdot \theta_c}{1 + b_H \cdot \theta_c} +$ $Q \cdot SSV_{nb} \cdot \theta_c + \frac{Q \cdot Y_N \cdot NOx \cdot \theta_c}{1 + b_N \cdot \theta_c} +$ $\frac{f_d \cdot b_H \cdot Q \cdot Y_H \cdot DQO_b \cdot \theta_c^2}{1 + b_H \cdot \theta_c}$	Ec. 23

¹³ 0,2 es la relación entre la altura de decantación y la altura total del reactor.

¹⁴ Se resolvió la ecuación para la obtención del valor de θ_c .

Fracción de SSVLM	f_{SSVLM}	adimensional	$f_{SSVLM} = \frac{X_{SSVLM}}{X_{SSLM}}$	Ec. 24
Caudal de decantación	Q_d	$m^3 \text{ min}^{-1}$	$Q_d = \frac{V_{LL}}{60t_d}$	Ec. 25
Oxígeno requerido por tanque	R_o	$kg \text{ d}^{-1}$	$R_o = Q \cdot DQO_b - 1,42 \cdot P_{X,bio} + 4,57Q(NOx) \cdot 10^{-3}$	Ec. 26
Producción de lodos	$P_{x,TSS}$	$kg \text{ d}^{-1}$	$P_{x,TSS} = \frac{V_T \cdot X_{SSLM} \cdot 10^{-3}}{\theta c}$	Ec. 27
DQO _b removida	DQO_{brmv}	$kg \text{ d}^{-1}$	$DQO_{brmv} = 2Q \cdot DQO_b \cdot 10^{-3}$	Ec. 28
DBO removida	DBO_{rmv}	$kg \text{ d}^{-1}$	$DBO_{brmv} = 2Q \cdot DBO \cdot 10^{-3}$	Ec. 29
Rendimiento observado, SST	$Y_{OBS,SST}$	$g \text{ SST } g \text{ DBO}^{-1}$	$Y_{OBS,SST} = \frac{P_{x,SST}}{DBO_{rmv}}$	Ec. 30
Rendimiento observado, SSV	$Y_{OBS,SSV}$	$g \text{ SSV } g \text{ DBO}^{-1}$	$Y_{OBS,SSV} = \frac{P_{OBS,SST} \cdot f_{SSVLM}}{DBO_{rmv}}$	Ec. 31
Biomasa de desecho como SSV	$P_{x,bio}$	$g \text{ d}^{-1}$	$P_{X,bio} = \frac{Q \cdot Y_H \cdot DQO_b}{1 + b_H \cdot \theta c} + \frac{Q \cdot Y_N \cdot NOx}{1 + b_N \cdot \theta c} + \frac{f_d \cdot b_H \cdot Q \cdot Y_H \cdot DQO_b \cdot \theta c}{1 + b_H \cdot \theta c}$	Ec. 32
Cantidad de N-NH ₄ ⁺ oxidado	NOx	$mg \text{ L}^{-1}$	$NO_x = NTK_o - Ne - \frac{0,12 \cdot P_{x,bio}}{Q}$	Ec. 33
Concentración inicial de N por ciclo	No	$mg \text{ L}^{-1}$	$No = \frac{V_F \cdot NOx + Ne \cdot (V_T - V_{LL})}{V_T}$	Ec. 34
Concentración del nitrificador	X_n	$mg \text{ L}^{-1}$	$X_n = \frac{Q \cdot Y_N \cdot NOx \cdot \theta c}{[1 + b_H \cdot \theta c] \cdot V_T}$	Ec. 35
Ta para lograr nitrificación	t	h	$t = \frac{K_{NH4} \cdot \ln\left(\frac{No}{Ne}\right) + No - Ne}{X_n \cdot \left(\frac{\mu_{máx,AOB}}{Y_N}\right) \cdot \left(\frac{S_o}{S_o + K_{o,AOB}}\right)}$	Ec. 36
Síntesis de N	N_{sin}	$mg \text{ L}^{-1}$	$N_{sin} = 0,12 \cdot P_{X,bio}$	Ec. 37

	NOx producido por ciclo	NO _x c	g NOx llenado ⁻¹	$NO_{xc} = NO_x \cdot V_F$	Ec. 38
	N-NO ₃ ⁻ en efluente	N-NO _{3e}	mg L ⁻¹	$N - NO_{3e} = \frac{NO_{xc}}{V_T}$	Ec. 39
RSB, nitrificación y desnitrificación	N-NO ₃ ⁻ remanente tras decantación	N-NO _{3d}	g	$N - NO_{3d} = 0,8V_T \cdot (N - NO_{3e})$	Ec. 40
	Biomasa activa	X _b	mg L ⁻¹	$X_b = \frac{P_{X,bio} \cdot \theta_c}{V_T}$	Ec. 41
	Relación microorganismo-alimento durante llenado	F/M _b	g g ⁻¹ d ⁻¹	$\frac{F}{M_b} = \frac{Q_T \cdot DBO}{X_b}$	Ec. 42
	Tasa de desnitrificación específica ¹⁵	SDNR _b	g g ⁻¹ d ⁻¹	$SDNR_b = b_o + b_1 \cdot \ln\left(\frac{F}{M_b}\right)$	Ec. 43
	Capacidad de remoción N-NO ₃ ⁻	N-NO _{3crm}	g	$N - NO_{3crm} = \frac{SDNR_b \cdot X_b \cdot V_T \cdot 4}{24}$	Ec. 44
		Remoción	g	$Remoción = (N - NO_{3d}) - (N - NO_{3crm})$	Ec. 45
	Concentración de saturación del OD	C _{∞,20}	mg L ⁻¹	$C_{\infty,20} = C_{s,20} \cdot \left[1 + d_e \cdot \left(\frac{h}{P_a}\right)\right]$	Ec. 46
Sistema de aireación	Relación de presiones ¹⁶	P _b /P _a	adimensional	$\frac{P_b}{P_a} = e^{-\frac{gM(z_a-z_b)}{RT}}$	Ec. 47
	Caudal de aire ¹⁷	G	m ³ h ⁻¹	$Q = 10 \cdot \left(\frac{T}{293} \cdot \frac{P}{760} \cdot \frac{1}{60}\right)$	Ec. 48
	Eficiencia de transferencia O ₂	SOTR	kg h ⁻¹	$SOTR = \left(\frac{R_O}{\alpha F}\right) \cdot \left\{ \frac{C_{\infty,20}}{\left[\beta \cdot \left(\frac{C_{S,T}}{C_{S,20}}\right) \cdot \left(\frac{P_b}{P_a}\right) \cdot C_{\infty,20}\right] - C_{ODL}} \right\}$	Ec. 49

¹⁵ Ver Anexo 3 para valores de b_o y b₁.

¹⁶ Ídem que anterior. La expresión z_a – z_b hace referencia a la altitud del sitio.

¹⁷ El 10 de la ecuación corresponde al caudal promedio de un difusor de tipo disco marca Jägerger, modelo HD 340 (10 Nm³ h⁻¹). Estos son comercializados por German Technology for Water and Energy, empresa alemana que opera en Costa Rica (GTWE, s.f.). Se corrige por T y P y se pasa a de m³ h⁻¹ a m³ min⁻¹.

	Flujo de aire ¹⁸	Q_s	$\text{m}^3 \text{min}^{-1}$	$Q_s = \frac{SOTR}{60E \cdot \rho_{O_2}}$	Ec. 50
	Número de discos	N_d	discos	$N_d = \frac{60Q_s}{G}$	Ec. 51
	Espaciamiento entre difusores	s	m	$s = \frac{L}{N_d}$	Ec. 52
	Potencia del soplador	P_s	kW	$P_s = \frac{Q \cdot \Delta p}{E}$	Ec. 53
	Nivel de potencia	NP	W m^{-3}	$NP = \frac{P_s}{V_T}$	Ec. 54
	Suministro de aire volumétrico	Q_V	$\text{L min}^{-1} \text{m}^{-3}$	$Q_V = \frac{Q_s \cdot 10^3}{V_T}$	Ec. 55
	Capacidad real de transferencia de O_2	N_r	$\text{kg O}_2 \text{kW}^{-1} \text{h}^{-1}$	$N_r = \frac{R_o}{P_s}$	Ec. 56
Tratamiento de lodos	Caudal de lodos	Q_L	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	$Q_L = \frac{P_{X,SSV}}{C_L}$	Ec. 57
	Masa total de SSV producida ¹⁹	X_{SSV}	kg	$X_{SSV} = 0,6 \cdot P_{X,SSV}$	Ec. 58
	Masa de SSV reducida ²⁰	M_{SSVR}	kg	$M_{SSVR} = R_T \cdot X_{SSV}$	Ec. 59
	Requerimiento de O_2 ²¹	R_{OT}	$\text{kg O}_2 \text{d}^{-1}$	$R_O = 2,3 \cdot M_{SSVR}$	Ec. 60
	Volumen de tanque ²²	V	m^3	$V = \frac{R_{OT}}{1,204 \cdot 0,232}$	Ec. 61

¹⁸ La cantidad de O_2 por masa en el aire (ρ_{O_2}) se calcula a partir de la densidad del aire a la temperatura y presión del sitio (i.e. 24 °C y 644 mm Hg).

¹⁹ Se asume que un 60 % del contenido de SST corresponde a SSV en los lodos.

²⁰ Se calcula a partir de la reducción determinada para las dos temperaturas críticas (máxima y mínima) y se selecciona para el diseño el peor escenario.

²¹ Ídem que anterior.

²² Ídem que anterior.

	Caudal de aire ²³	Q_A	$\text{m}^3 \text{h}^{-1}$	$Q_A = \frac{V}{E_d \cdot 24}$	Ec. 62
	Caudal de lodo a disponer ²⁴	Q_{LD}	$\text{m}^3 \text{d}^{-1}$	$Q_{LD} = \frac{P_{X,SST}}{10^3 \cdot \rho \cdot 3\%}$	Ec. 63
	Aire requerido	q	$\text{m}^3 \text{min}^{-1} \text{m}^{-3}$	$q = \frac{Q_A}{60V}$	Ec. 64
	Largo y ancho	L_h, a_h	m	$L = \frac{Q \cdot \theta}{w \cdot h}$ $a = \frac{A_s}{L_h}$	Ec. 65
Humedal artificial	Volumen HA	V_h	m^3	$V = Q \cdot \theta$	Ec. 66
	Área superficial	A_s	m^2	$A_s = \frac{V}{h}$	Ec. 67
	Carga superficial	C_s	$\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$	$C_s = \frac{Q}{A_s}$	Ec. 68
	Área transversal	A_t	m^2	$A_t = \frac{Q}{K \cdot \frac{\Delta h}{\Delta L}}$	Ec. 69
	Número de Reynolds	N_R	adimensional	$N_R = \frac{4Q_p \cdot \frac{A_c}{\text{Perímetro canal}}}{\nu}$	Ec. 70
Cloración	Coefficiente de dispersión	D	$\text{m}^2 \text{s}^{-1}$	$D = 1,01\nu \cdot N_R^{0,875}$	Ec. 71
	Número de dispersión	d	adimensional	$d = \frac{D \cdot \theta \cdot 60}{L^2}$	Ec. 72
	Longitud del tanque	L	m	$L = \frac{Q_p \cdot \theta}{1440 \cdot w \cdot h}$	Ec. 73

Fuente: elaboración propia, a partir de Romero (2010), Idris et al. (2010) y Tchobanoglous et al. (2014).

²³ Ídem que anterior.

²⁴ Se asume concentración de 3 % de lodos, como valor recomendado de diseño, a partir de Hernández (2015).

4. RESULTADOS

Se inició con la caracterización de los procesos operativos o servicios que brinda el HRCP, así como las fuentes de emisión (i.e. las aguas residuales generadas en distintos procesos), mediante análisis fisicoquímicos y microbiológicos, para evaluar su calidad como agua residual cruda. Posteriormente, con base en estas características, se seleccionó una serie de tecnologías potencialmente factibles, a las cuales se les aplicó una matriz de evaluación de factibilidad, la cual contempla, principalmente, variables ambientales. Por último, se elaboró el diseño de todas las unidades que conforman el STAR propuesto, para la minimización de la carga contaminante del efluente hospitalario.

4.1. Caracterización del HRCP

El HRCP contaba con un total de 200 funcionarios y cerca de 105 pacientes hasta octubre de 2018. En el caso de los pacientes, el número de estos suele fluctuar durante el tiempo, debido a que, según indicó la supervisora del área de Enfermería, no todas las personas que llegan al hospital terminan por internarse. El número de empleados, en contraposición, suele ser más constante.

En general, con excepción de algunas pocas áreas, el HRCP trabaja durante las 24 horas del día, los siete días de la semana. Además, tiene un horario de visitas durante toda la semana que va desde las 3:30 p.m. hasta las 5:00 p.m. Para visualizar con mayor claridad la dinámica horaria de trabajo del HRCP, a continuación, en la tabla 8, se detalla el horario laboral de cada una:

Tabla 8. Horarios y días de trabajo de las diferentes áreas del HRCP

Área	Días de trabajo	Horario de trabajo
Mantenimiento	Lunes a viernes	7:00 a.m. – 10:00 p.m.
Nutrición	Lunes a domingo	6:00 a.m. - 10:00 p.m.
Ropería	Lunes a domingo	6:00 a.m. - 10:00 p.m.
Farmacia	Lunes a domingo	6:00 a.m. – 4:00 p.m.
Enfermería	Lunes a domingo	24 h
Recursos Humanos	Lunes a viernes	7:00 a.m. – 4:00 p.m.
Terapia ocupacional	Lunes a domingo	24 h
Laboratorio Clínico	Lunes a viernes	7:00 a.m. - 4:00 p.m.
Autoclave	Variable	
Visitas al HRCP	Lunes a domingo	3:30 p.m. – 5:00 p.m.

En cuanto a la generación y disposición de aguas residuales, el HRCP cuenta con seis tanques sépticos distribuidos de la siguiente manera: uno en el área de Recursos Humanos, que únicamente sirve este departamento; uno para la caseta de guardas ubicado en la entrada principal; un tanque séptico de menor tamaño situado en Ropería; un TSG más grande que el resto y que termina por recoger las aguas residuales de prácticamente todo el hospital, a excepción de las tres áreas indicadas anteriormente; otro exclusivo para Terapia ocupacional y, por último, un tanque séptico que sirve a algunos cuartos ubicados alrededor de la denominada Unidad B, el cual se conecta con el TSG. Existe, además, una fuente de generación que vierte sus aguas residuales directamente sobre un terreno baldío ubicado justo al lado de Terapia ocupacional; este es el caso de ARN. En este punto se ha formado una especie de canal abierto que conduce las aguas residuales hasta la quebrada María Aguilar.



Figura 10. Fotografía del efluente de ARN. En (a) se encontraba prácticamente seco; en (b), tomada en un día diferente, sí se puede apreciar el canal de aguas residuales.

En general, las aguas negras no se encuentran separadas de las jabonosas; únicamente se segregan aquellas que se generan en los procesos de lavado de prendas, tanto en Ropería como en Terapia ocupacional. Los lavatorios de los baños, duchas, así como las pilas y drenajes del Laboratorio Clínico y otras áreas especiales, como el caso de Enfermería, poseen un único efluente por el cual se mezclan varios tipos de aguas residuales generadas; estas son recogidas en TSG. El plano del sistema de colección de aguas residuales se muestra en el Anexo 4.

4.1.1. Caracterización de los servicios del HRCP

Como se mencionó en el apartado 1.1., el hospital cuenta con una gran cantidad de servicios y áreas distintas, cada una con características propias que propician la generación de aguas residuales de naturaleza muy variada. A continuación, se describe cada una de las áreas que componen el HRCP, con especial énfasis en los productos y sustancias químicas que se emplean.

4.1.1.1. Laboratorio clínico

El HRCP cuenta con un laboratorio clínico, en el cual se brindan diversos servicios orientados al control y monitoreo de diversos parámetros clínicos, sobre los pacientes del hospital. Se cuenta con cinco áreas especializadas: bacteriología, química clínica, urianálisis, serología y hematología. Según se obtuvo de la aplicación del cuestionario, la generación de aguas residuales del Laboratorio Clínico es insignificante. El mayor generador lo constituyen los descartes de las muestras de orina que se analizan, y que son, en promedio, de $2,0 \text{ gal d}^{-1}$, de acuerdo con la información provista por el laboratorio. Sin embargo, el promedio calculado a partir de la revisión de los registros de ingreso de muestras fue de aproximadamente 68 L mes^{-1} , muy por debajo de lo indicado por el personal de esta área. Esta información no se muestra.

4.1.1.2. Nutrición

En esta área se preparan las comidas diarias que consumen los pacientes. Las aguas residuales que se generan contienen una gran cantidad de grasas y aceites, así como jabones provenientes de los procesos de cocción de los alimentos y lavado de vajillas, respectivamente. Actualmente se cuenta con tres sistemas de trampas de grasa ubicados a la salida de la máquina de lavado automático de utensilios de cocina, así como en el área de cocina. A su vez, se cuenta con una caja de registro general para esta área, por donde discurre la totalidad de las aguas residuales generadas en el área de Nutrición.

4.1.1.3. Farmacia

En el área de Farmacia se almacenan todos los medicamentos que se consumen dentro del hospital y que son para uso exclusivo de los pacientes. La generación de aguas residuales es mínima, salvo aquellas producidas por las necesidades fisiológicas de los colaboradores. Sin embargo, esta área es de suma importancia para la caracterización de los fármacos utilizados en el HRCP.

4.1.1.4. Ropería

En esta área se lava una fracción de las prendas y otros artículos de ropería del hospital. Actualmente dispone de dos lavadoras marca Milnor, modelos *E-P Express MWR27X5* y *E-P One Touch MWR27E5*, con capacidades de 255 L cada una. El servicio se brinda todos los días, a diferencia de otras áreas en las que también se lava, aunque con una frecuencia distinta, como es el caso de Terapia ocupacional. Los productos que se utilizan para la lavandería contemplan suspensor, un producto para lavado químico, cloro líquido y suavizante. En la tabla 9 se describen las características de cada uno:

Tabla 9. Características de los productos empleados para lavandería en el área de Ropería del HRCP²⁵

Producto	Características técnicas
Detergente líquido de lavandería	Empaque en pichingas de 19 L. Apariencia: color turbio/claro. Color: café claro. pH: 6 - 8. Sólidos: aproximado 25 - 29 %
Suspensor: solución alcalina (alcalino - desengrasante)	Empaque en pichingas de 19 L. Apariencia: cristalino. Color: transparente. pH: 13,0. Soda cáustica (NaOH) libre: aproximado 31 - 33 %
Hipoclorito de sodio (NaClO)	Empaque en pichingas de 19 L. Apariencia: líquido. Color: amarillo - verdoso. NaClO 10 - 10,15 % m/m. Hierro: aproximado 0,5. NaOH libre: aproximado 1 - 8 %. NaClO: aproximado 11,5 - 11,68% m/v
Suavizante regular (<i>PH-NUTRIX</i>)	Color: celeste o blanco. Sólidos: aproximado 5 - 7 %

Fuente: órdenes de compra de productos detergentes del área de Ropería.

Según indicó el personal de Ropería, se compran 190 L de suspensor o desengrasante, 140 L de detergente para lavado químico de ropa y 120 L de NaClO y suavizante respectivamente. Estos se utilizan por un periodo de entre dos y cuatro meses en promedio.

El área trabaja los siete días de la semana y el periodo en que se lava es durante las horas de la mañana, según indicó el personal del área a quien se aplicó el cuestionario. El procedimiento implica lavar tres veces por día por cada lavadora, durante la mañana; durante la tarde se lava, a lo sumo, una sola vez; esto depende de la cantidad de prendas sucias que haya en el momento.

²⁵ La información contenida en esta tabla fue facilitada por el área de Ropería, con base en la ficha técnica suministrada por el proveedor de los productos.

4.1.1.5. Terapia ocupacional

Al igual que en el área de Ropería, en Terapia ocupacional se lavan algunas prendas de ropa, aunque el sistema es diferente. Si bien se utilizan los mismos productos que en Ropería (ver tabla 9), la frecuencia de lavado es distinta: se lleva a cabo de lunes a jueves y únicamente en horas de la mañana (i.e. de 8:00 a.m. a 12:00 p.m). En esta área se cuenta, además, con una única lavadora marca Milner, modelo *E-P Plus MWR18J6* con una capacidad de 181 L, según se leyó en la placa técnica.

Aparte del área de lavandería, no se identificaron otras fuentes de emisión de aguas residuales, a excepción de los baños que en total son siete. El área cuenta con su propio tanque séptico.

4.1.1.6. Enfermería

En esta área se llevan a cabo algunos procesos de cuidados paliativos de los pacientes, así como otras intervenciones características de la disciplina de enfermería. Estas incluyen cateterismo vesical, nebulizaciones, curaciones de heridas, llagas u otro tipo de lesiones mediante desinfección y tratamiento general. Se emplean jabones y sustancias desinfectantes, antisépticos y esterilizantes, como yoduro de povidona, gluconato de clorhexidina o jabones a base de glicerina. Asimismo, se baña diariamente a los pacientes en horas de la mañana; este se considera un punto crítico de emisión de aguas residuales.

4.1.2. Caracterización de las fuentes de emisión

En este apartado se caracterizan los parámetros de aguas residuales que, de acuerdo con el Decreto 33601-MINAE-S, se deben determinar en el caso de generadores que tienen actividades relacionadas con el sector de la salud, como hospitales u otro tipo de centros médicos. Se inicia por la caracterización de los caudales, después se pasa a los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

4.1.2.1. Medición de caudales

De la medición preliminar de caudales se obtuvo una serie de datos ($n = 13$, por cada medición) que permiten visualizar su variación en el tiempo. Mediante estas mediciones fue posible aproximar de manera certera los flujos de volúmenes a las horas de mayor generación de aguas residuales que ingresan al TSG, las cuales, como se verá más adelante, son las de la mañana. Se realizó una medición en época lluviosa, durante el programa de muestreo y otra en época seca.

Al ser este el punto de generación de aguas residuales más importante del hospital, debido a que recoge la mayor parte de las aguas generadas, se priorizaron los resultados de las dos mediciones realizadas en época lluviosa y época seca. Estos resultados se muestran en la figura 11:

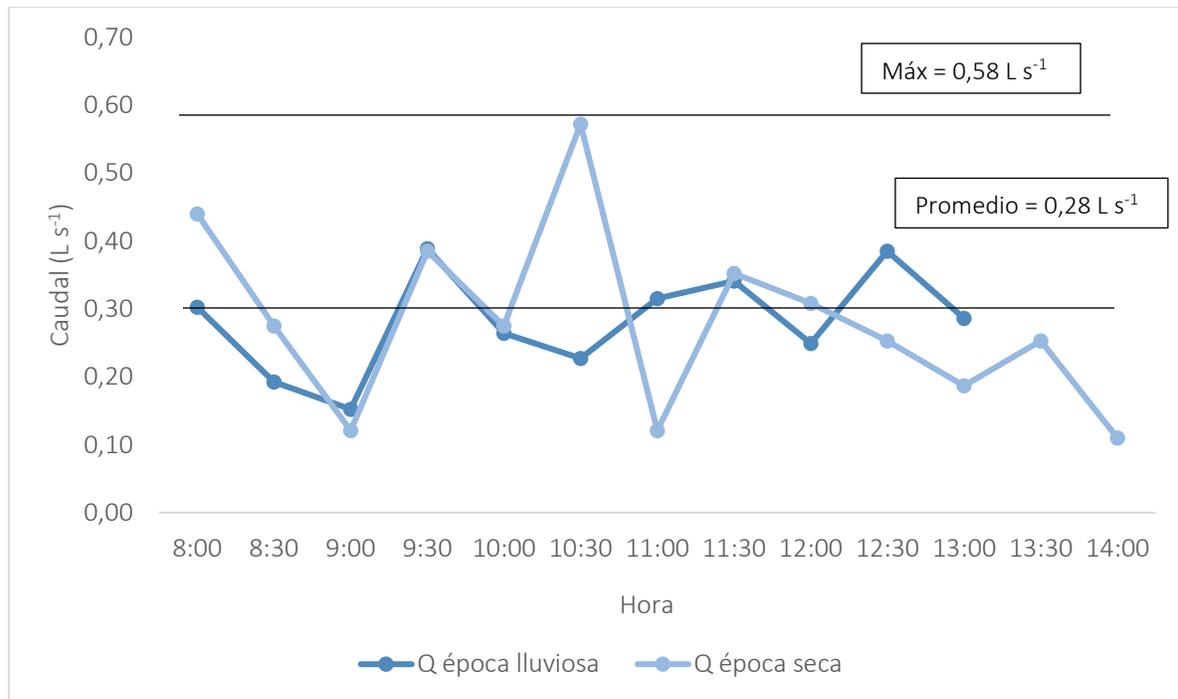


Figura 11. Comportamiento del caudal de generación de aguas residuales de entrada al TSG del HRCF durante el muestreo preliminar (época lluviosa) y muestreo posterior (época seca).

Es importante recordar que, en época lluviosa, las mediciones se realizaron bajo condiciones meteorológicas secas. Si se comparan los resultados en ambas épocas, se observa que el comportamiento de los caudales es similar en términos generales. Se observa que las horas de mayor generación de aguas residuales, en ambos casos, se sitúan entre 9:00 y 11:30 a.m., siendo idénticos los caudales obtenidos entre 9:00 y 10:00 a.m. El pico en época seca se presenta a la misma hora que se observa un caudal relativamente bajo en época lluviosa, estando este último por debajo del promedio. A su vez, a las 11:00 a.m. se presenta uno de los caudales más elevados registrados en la estación lluviosa, mientras que constituye uno de los caudales más bajos, en el caso de época seca. El pico en época lluviosa ocurrió a las 9:30 a.m.; en época seca, a las 10:30 a.m. Este último es el caudal más alto registrado. En época lluviosa se presenta otro pico a las 12:30 p.m. Entretanto, las horas de menor generación de aguas residuales son antes de las 9:00 a.m. y las horas de 1:00 p.m. en adelante, en el caso de época seca; en época lluviosa, por su parte, estas horas son de elevada generación,

situándose por encima del promedio calculado para todas las mediciones, incluyendo ambas estaciones. Este es de aproximadamente $0,30 \text{ L s}^{-1}$ o $25,92 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$.

Posteriormente, durante la ejecución del programa de muestreo se realizaron nuevamente mediciones en el caudal, aunque esta vez con una frecuencia de 60 min. Se obtuvo lo siguiente:

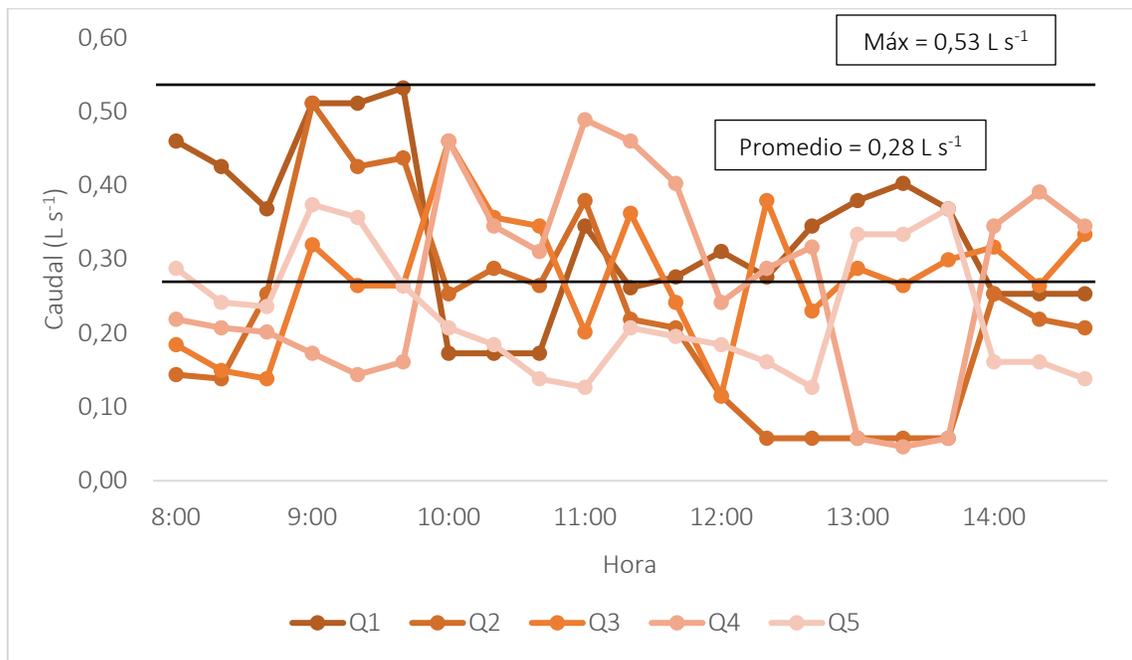


Figura 12. Caudales de generación de aguas residuales de entrada al TSG del HRCP obtenidos durante la ejecución del programa de muestreo.

Se observa, nuevamente, un comportamiento muy dispar entre los caudales obtenidos de todos los días de muestreo: estos van desde $< 0,10 \text{ L s}^{-1}$ hasta cerca de $0,55 \text{ L s}^{-1}$ en los momentos de mayor generación de aguas residuales. Estos, como se puede apreciar a modo general, ocurren primordialmente en horas de la mañana. Se observa cómo, antes del mediodía, los caudales son notablemente mayores que después de esta hora; la hora de menor variación encontrada durante los días de muestreo ocurre a las 11:00 a.m., cuando existe una concentración de los tramos de recta de los tres primeros días de muestreo que varían en aproximadamente $0,15 \text{ L s}^{-1}$; para el Q4 esta es la hora de máxima generación. De igual forma, los picos de generación se identifican entre las 9:00 a.m. y 11:00 a.m. en todos los casos, siendo algo menor en el caso de Q2 con respecto a los otros días.

En el otro extremo, las horas de menor generación de aguas residuales son, en general, las 12:00 p.m., a excepción del primer día de muestreo, en el que se registró el mayor caudal. En el caso de la última medición (Q5), esta registró los caudales más bajos, siendo su promedio también uno de los más bajos registrados, a excepción de Q2. Los promedios de todos los días de muestreo obtenidos fueron, respectivamente: $0,34 \text{ L s}^{-1}$; $0,22 \text{ L s}^{-1}$; $0,28 \text{ L s}^{-1}$; $0,27 \text{ L s}^{-1}$, y $0,23 \text{ L s}^{-1}$. Y el promedio de los promedios correspondió a $0,27 \text{ L s}^{-1}$ o $23,33 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Tanto los promedios de cada muestra como el de los promedios son muy similares al promedio obtenido en la medición preliminar de caudales (ver figura 12). El coeficiente de variación calculado para las cinco mediciones es de 17 %.

Otro de los puntos de muestreo considerados lo constituye la salida de aguas residuales de Nutrición. En este caso, al haberse determinado previamente que no genera aguas residuales de forma permanente durante el día, solo se tomaron lecturas durante las horas de mayor trabajo: entre 9:00 a.m. y 11:00 a.m., y 1:00 p.m., justo después de la hora de almuerzo, como se muestra en la figura 13:

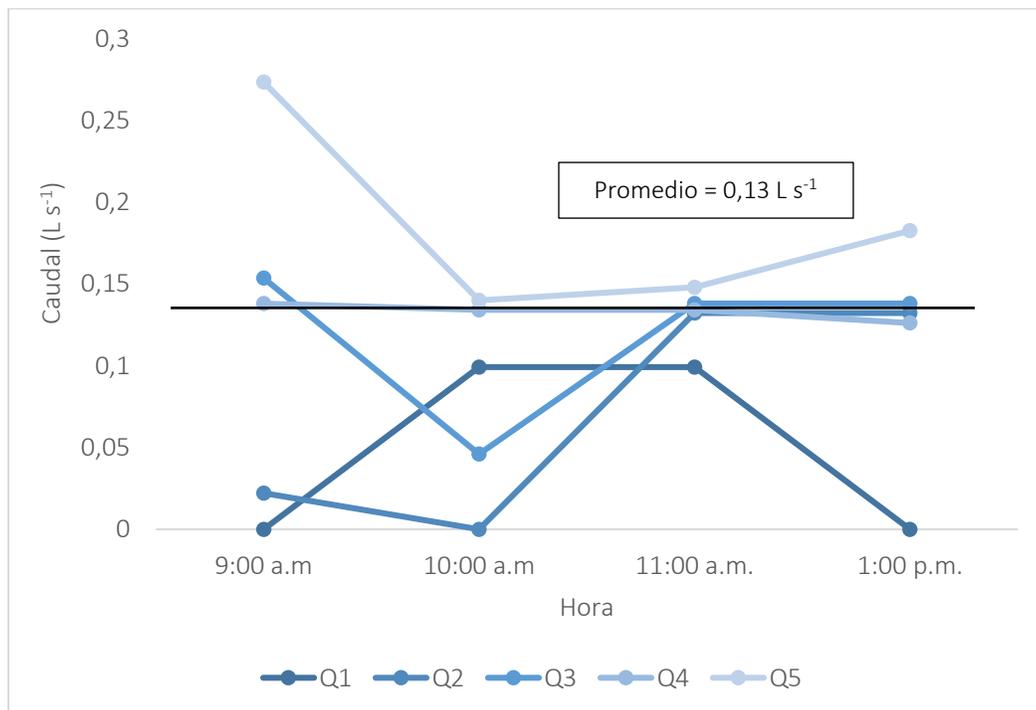


Figura 13. Caudales de generación de aguas residuales del área de Nutrición medidos directamente durante el programa de muestreo.

De la figura 13 se obtiene que, pese a que existieron algunas horas en las que no se registró un caudal detectable (aquellas cuyo valor en la gráfica es de 0), este es, a modo general, muy constante. Se suele ubicar en torno a los 0,10 - 0,15 L s⁻¹ aproximadamente; además, se trata de un caudal intermitente: existen horas, sobre todo fuera de lapsos de muestreo, en las que la generación se puede considerar despreciable, como ocurrió, por ejemplo, a las 9:00 a.m. y 1:00 p.m. del primer día de muestreo o a las 10:00 a.m. del segundo. Se obtuvo un pico de generación de aguas residuales únicamente durante el último día de muestreo (Q5), en el cual el caudal rebasó los 0,25 L s⁻¹, un dato inusual si se compara con el resto de las mediciones. Es de notar, además, como los caudales varían significativamente entre las 8:00 a.m. y las 11:00 a.m. y, a partir de esta hora, tienden a asimilarse entre sí. Se asume un caudal de generación en ARN de 0,15 L s⁻¹, con el objetivo de fijar un margen con respecto al promedio.

Por su parte, para las aguas residuales de Ropería, no se pudo medir directamente el caudal, debido al diseño del efluente del área que impidió la utilización de cualquier tipo de recipiente para los muestreos de este parámetro. Sin embargo, con base en la información sobre frecuencia y periodos de trabajo y capacidad de los tanques de agua de la lavadora, se estimó el caudal de generación de aguas residuales que se muestra en la tabla 10. Nótese que se incluye la lavadora de Terapia ocupacional, aunque únicamente para el cálculo, ya que en esta fuente no se tomaron muestras.

Tabla 10. Estimación del caudal de generación de aguas residuales del área de Ropería

Equipo	Capacidad (L)	Frecuencia promedio de lavado (n° veces d⁻¹)²⁶	Caudal de generación (m³ d⁻¹)
Milnor, <i>E-P Express MWR27X5</i>	255	9	2,29
Milnor, <i>E-P One Touch MWR27E5</i>	255	9	2,29
Milnor MWR18J6 ²⁷	173	6	1,04
Total			5,62

²⁶ El promedio de veces que se lava es de tres al día y se estima que cada lavadora realiza cerca de tres cargas diarias de agua; por ello se asume una frecuencia diaria de nueve veces.

²⁷ Se incluye la lavadora de Terapia ocupacional para ilustrar el cálculo del volumen total de generación de aguas residuales en los procesos de lavado en el HRCP.

El caudal total estimado equivale a, aproximadamente, $0,05 \text{ L s}^{-1}$ si se realiza la conversión por unidades de volumen y tiempo. Así, se tiene que esta es la fuente que menos aporta al caudal total de generación de aguas residuales del hospital, en comparación con los otros puntos de muestreo, incluso cuando se contempla también el caudal de generación de la lavadora situada en Terapia ocupacional.

4.1.2.2. Lecturas de consumo de agua potable

Por otro lado, se registraron los consumos de agua potable en lapsos de 12 horas tomados a partir de lecturas directas en el medidor del hospital. Estos se muestran en la figura 14:

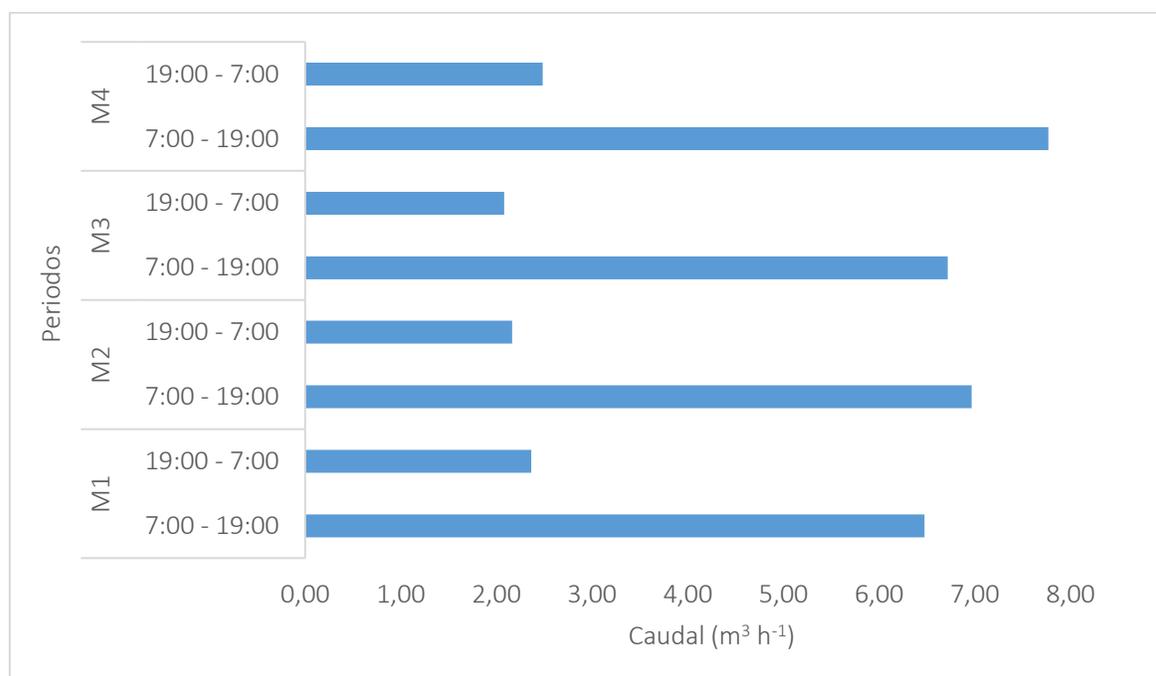


Figura 14. Caudales de consumo de agua potable determinados a partir de las lecturas del medidor del HRCP.

A partir de la figura 14 se determina que las horas de mayor caudal de consumo son las del día y, por ende, las de mayor caudal de generación de aguas residuales. Cabe destacar que, en realidad, las mediciones se realizaron en periodos menores (i.e. 7:00 – 14:00; 14:00 – 19:00 y 19:00 – 7:00), para poder determinar con mayor detalle el comportamiento durante el día. Se observa una tendencia de similitud entre todas las mediciones, siendo aproximadamente de 70 – 30 % la relación de caudales de generación día-noche. Estos son, en horas de la noche, los más bajos, aunque no son despreciables:

en todos los casos son de aproximadamente $2,0 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$; si se convierte a volumen, teniendo en cuenta las 12 h transcurridas, arroja hasta 24 m^3 de consumo.

Si se comparan los volúmenes, son significativamente mayores en horas del día, siendo la relación aproximadamente de 65:35 para todas las muestras. A partir de estas lecturas, además, se puede calcular el caudal diario aproximado de generación de aguas residuales, por medio de la suma de los volúmenes determinados en cada periodo de 24 horas, siendo este de $68 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, si se asumiera que prácticamente el 100 % del agua consumida se convierte en residual. Para efectos del diseño, se utiliza el consumo histórico de agua potable, por presentar un panorama más completo de este parámetro.

Por último, se tomaron en cuenta los consumos de agua potable de 2016, 2018 y 2019, para compararlos con las mediciones directas del caudal de generación (ver figura 15). En el caso de 2016, a diferencia de 2017, sí se cuenta con la totalidad de datos de consumo.

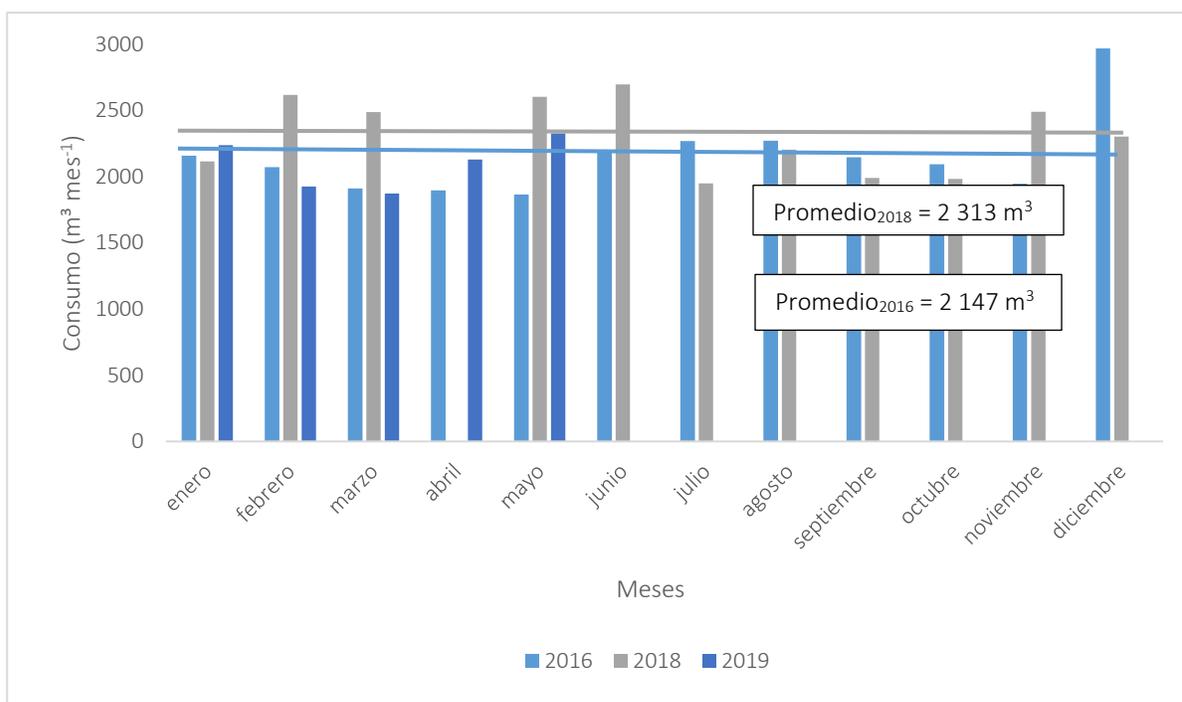


Figura 15. Consumos mensuales de agua potable del HRCP durante los años 2016 y 2018 y 2019. Fuente: documentación interna del hospital²⁸.

²⁸ Se omite el consumo de abril, debido a que reportó un dato anómalo si se compara con el comportamiento del resto del año. No se pudo determinar la causa por la cual el consumo fue tan elevado: $> 3 500 \text{ m}^3$.

Se puede observar un incremento general en el consumo de agua potable del año 2018 en contraste con 2016. Si se toma únicamente el promedio aritmético de ambos consumos, el de 2016 fue de $2\,147\text{ m}^3\text{ mes}^{-1}$, mientras que en 2018 ascendió $2\,312\text{ m}^3\text{ mes}^{-1}$. Se decidió trabajar con este valor por tratarse del año para el que se tienen datos más recientes y, además, el que ha registrado el mayor consumo. El consumo hasta mayo de 2019 presenta una tendencia similar al año anterior, aunque los consumos son un tanto menores para la mayoría de los meses.

Es importante tener en consideración que no toda el agua potable consumida se convierte en agua residual; esto depende, por ejemplo, del sector con el que se esté trabajando y, más concretamente, de los procesos que se lleven a cabo. En el caso del HRCP, si bien no se cuenta con calderas, se debe tener en cuenta algunos procesos como la cocción de alimentos o el secado de ropa, los cuales, si bien consumen agua, no generan aguas residuales, o lo hacen pero estas no alcanzan los sistemas de colección de aguas residuales. En el caso de los alimentos, por la evaporación y absorción de agua por parte del alimento; en el secado, debido a la generación de vapor que posteriormente se expulsa, en parte, en forma gaseosa. El autoclave sí genera aguas residuales de forma abundante, aunque no para todos los sistemas empleados se recogen las aguas residuales; algunas se infiltran en el terreno baldío que posee el hospital. No obstante, se espera que el efluente de este sistema también se conduzca a la futura PTAR. También se cuenta con un tanque de agua para incendios, el cual, según indicó el Ing. William Chavarría, jefe del Servicio de Mantenimiento del HRCP, consume agua de manera poco significativa, pues su uso es infrecuente.

Al no ser posible la realización de mediciones directas en los consumos de cada área, se estimó entonces que la totalidad del agua potable consumida se convierte en aguas residuales. Mediante esto es posible realizar la comparación entre el promedio de consumo del 2018 y las mediciones de generación de aguas residuales del HRCP calculadas en el apartado anterior.

Es importante considerar, por otra parte, que la generación estimada es mayor a la generación determinada por medio de las mediciones directas de caudal en los puntos de muestreo. Se considera, sin embargo, más certera la utilización del consumo de agua como la referencia más exacta de generación de aguas residuales, sobre todo en este caso, que no fue posible medir el volumen total de producción del HRCP de todas las fuentes de emisión identificadas.

Se procede, por último, a estimar el caudal de generación de aguas residuales de las fuentes no caracterizadas. Esto es la diferencia entre la generación estimada y la generación determinada

mediante mediciones directas. Para efectos de la comparación, se utilizó el consumo de septiembre, por ser el mes en que se realizaron las mediciones directas de caudal (Ec. 74):

$$\begin{aligned}
 Q \text{ de fuentes no caracterizadas (m}^3\text{d}^{-1}) &= 66,30 \text{ m}^3\text{d}^{-1} - 44,16 \text{ m}^3\text{d}^{-1} \\
 &= 22,14 \text{ m}^3\text{d}^{-1} \quad \text{Ec. 74}
 \end{aligned}$$

Se tiene, entonces, que el caudal promedio de generación para septiembre fue de 66,30 m³ d⁻¹. El caudal de las fuentes no identificadas es de 22,14 m³ d⁻¹, cerca de un 30 % del caudal diario de producción. Las mediciones directas también servirán para el diseño del STAR. No obstante, para el caudal de diseño, se utilizará como referencia los consumos de agua potable.

4.1.2.3. Caracterización de pH, temperatura y Cl libre

Las mediciones de pH y temperatura constituyen dos de los parámetros básicos de aguas residuales que se deben medir al momento de tomar una muestra. A continuación, en la tabla 11, se muestran los resultados de las mediciones en campo obtenidos para todos los puntos de muestreo:

Tabla 11. Resultados de las mediciones de pH y temperatura realizadas en todos los puntos de generación durante el programa de muestreo

Parámetro	TSG			ARN			ARR		
	Promedio (n = 30)	Máx	Mín	Promedio (n = 20)	Máx	Mín	Promedio (n = 5)	Máx	Mín
pH (uds pH)	7,24	8,68	5,77	6,92	10,13	5,00	8,04	9,55	6,5
T (°C)	22,1	23,9	21,3	22,4	24,1	19,9	20,0	20,8	19,1
Cl libre (ppm)	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,17	0,27	0,09

Se observa que, en el caso de TSG, pese a las deficiencias en cuanto al análisis de algunas muestras, especialmente en los últimos dos muestreos, los pH se encuentran en un rango de 6 – 8. Se observa,

además, que el pH promedio es cercano a 7,0; la desviación estándar, aunque no se muestra, es baja ($< 0,80$), si se compara con el promedio. Por su parte, se observa que, incluso de manera más marcada que en el caso del pH, las temperaturas tuvieron un comportamiento muy constante en todos los muestreos. El promedio de los promedios de cada día de muestreo se calculó en $22,1\text{ }^{\circ}\text{C}$, muy similar a la temperatura ambiente. Todos los resultados se ubicaron en torno a los $21 - 24\text{ }^{\circ}\text{C}$.

En ARN se observa que las aguas residuales poseen pH muy dispares. Estos van desde 5,5 hasta > 10 ; lo cual da una idea de la variabilidad en la composición de sus efluentes. Se observa que el promedio para este parámetro es de 6,92; la desviación, por su parte, de 1,88, aproximadamente un 30 % del valor del promedio. Para la temperatura, el promedio es de $22,4\text{ }^{\circ}\text{C}$ y, como se observa, en general es muy similar a todas las mediciones, siendo su comportamiento uniforme. Así lo indica la desviación estándar calculada que asciende a 0,85.

Por último, se observa que los pH en ARR son, en general, más elevados que en los otros puntos de muestreo. Únicamente se obtuvo un valor inusual en la última medición que corresponde al mínimo obtenido. El promedio es de 8,04 y la desviación de 1,08. La temperatura, por su parte, tiene un comportamiento mucho más constante. Todos los resultados son similares entre sí, siendo la desviación estándar de 0,80 y el promedio de 20,0. Asimismo, para las mediciones de Cl libre se obtuvieron valores variados, aunque relativamente bajos. El promedio de las concentraciones de Cl libre es de 0,17 ppm (o mg L^{-1}). La desviación estándar calculada para este parámetro es de 0,08.

4.1.2.4. Caracterización fisicoquímica de parámetros universales y especiales

Como parte de la caracterización fisicoquímica de las aguas residuales, se determinaron los parámetros universales y especiales para ARH, según la normativa. Se inicia con TSG:

Tabla 12. Caracterización fisicoquímica de las aguas residuales en las muestras tomadas en TSG

Parámetro (unidades)	M1	M2	M3	M4	M5
DBO_5^{20} ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	382 ± 39	720 ± 65	285 ± 25	157 ± 14	433 ± 39
DQO ($\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$)	$626,7 \pm 6,7$	$900,5 \pm 8,7$	$450,3 \pm 2,7$	$352,1 \pm 2,7$	$677,6 \pm 3,1$
DBO/DQO	0,61	0,80	0,55	0,45	0,64
Ssed (mL L^{-1})	$2,00 \pm 0,06$	$0,80 \pm 0,06$	$2,75 \pm 0,06$	$1,50 \pm 0,06$	$4,00 \pm 0,06$
SST (mg L^{-1})	$144,66 \pm 0,77$	$168,54 \pm 0,78$	$127,46 \pm 0,77$	$133,34 \pm 0,77$	$95,00 \pm 0,77$
GyA _m (mg L^{-1})	-	$20,1 \pm 1,8$	$42,0 \pm 1,5$	-	$67,5 \pm 0,9$

GyA _i (mg L ⁻¹)	-	121,4 ± 2,7	11,3 ± 1,6	-	40,0 ± 0,8
SAAM (mg L ⁻¹)	5,21 ± 0,48	0,485 ± 0,048	1,798 ± 0,053	0,589 ± 0,043	0,311 ± 0,053
N total (mg L ⁻¹)	47,10 ± 0,88	66,23 ± 0,98	57,62 ± 0,92	55,01 ± 0,91	65,80 ± 0,98
P total (mg L ⁻¹)	7,89 ± 0,21	8,02 ± 0,10	12,48 ± 0,20	8,21 ± 0,20	7,90 ± 0,10
DBO/N/P	48/6/1	90/8/1	23/5/1	19/7/1	55/8/1
Fenoles totales (mg L ⁻¹)	N.D.	0,074 ± 0,066	0,112 ± 0,065	N.D.	0,116 ± 0,065
Color (% pureza)	< 10 %	< 10 %	< 10 %	< 10 %	< 10 %
Metales					
As (µg L ⁻¹)	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
Cd (µg L ⁻¹)	N.D.	N.D.	De.	N.D.	N.D.
Cu (µg L ⁻¹)	23,5 ± 4,0	43,6 ± 7,5	4,54 ± 0,78	8,0 ± 1,4	4,28 ± 0,73
Cr (µg L ⁻¹)	N.D.	N.D.	N.D.	De.	N.D.
Sb (µg L ⁻¹)	0,87 ± 0,15	0,59 ± 0,10	0,219 ± 0,037	0,95 ± 0,16	0,232 ± 0,040
Ni (µg L ⁻¹)	2,58 ± 0,40	2,61 ± 0,40	1,56 ± 0,24	4,18 ± 0,64	1,13 ± 0,17
Ag (µg L ⁻¹)	7,81 ± 0,78	7,48 ± 0,75	4,89 ± 0,49	6,32 ± 0,18	N.D.
Se (µg L ⁻¹)	N.D.	N.D.	De.	N.D.	N.D.
Zn (µg L ⁻¹)	115 ± 18	96 ± 15	39,2 ± 6,2	54,9 ± 8,7	52,6 ± 8,4
Mn (µg L ⁻¹)	32,0 ± 5,5	21,5 ± 3,7	10,5 ± 1,8	36,7 ± 6,3	10,2 ± 1,8
Pb (µg L ⁻¹)	2,72 ± 0,41	3,89 ± 0,59	0,74 ± 0,11	9,0 ± 1,4	0,98 ± 0,15
Hg (µg L ⁻¹) ²⁹	0,260 ± 0,027	0,295 ± 0,029	0,0350 ± 0,0035	0,820 ± 0,082	0,0440 ± 0,0044

Se observa que las aguas residuales de TSG contienen una elevada carga orgánica, en términos tanto de DBO como DQO. En el caso de la primera, se obtuvo el máximo en M2, el cual coincide con el máximo de los valores de DQO. Los valores mínimos de ambos parámetros se obtuvieron en M4. Se observa una tendencia lineal en el comportamiento de DBO y DQO. Las desviaciones estándar calculadas son de 214,98 mg O₂ L⁻¹ y 212,67 mg O₂ L⁻¹ para DBO y DQO, respectivamente. Estos valores no se presentan en la tabla. Aun así, se observa que la desviación es elevada; constituye alrededor de un 30% del promedio en los dos casos. La relación de biodegradabilidad (DBO/DQO), por su parte, presenta valores cercanos a 1 (ver figura 16). El máximo se obtuvo para la M2 (0,80), mientras que el mínimo se obtuvo en la M4 (0,45). El promedio de esta relación se calculó en 0,61.

Los Ssed presentan valores que van desde 0,80 hasta 4,0 mL L⁻¹. Entretanto, las concentraciones de SST presentan valores en torno a los 90 - 170 mg L⁻¹, teniendo como máximo M2,

²⁹ En el caso del Hg, no se pudo determinar la incertidumbre asociada a las mediciones, por lo que se asumió un valor conservativo del 10 % de la magnitud.

y mínimo, M5. El promedio calculado es de 133,80 mg L⁻¹, y la desviación, de 26,79 mg L⁻¹, cerca del 20 % del promedio. En general, el comportamiento de este parámetro es relativamente homogéneo; se observan fluctuaciones bajas en las concentraciones reportadas para todas las muestras.

Asimismo, el N total tiene un comportamiento relativamente homogéneo. El máximo reportado corresponde a M2 y el mínimo, a M1. Las muestras restantes presentan un comportamiento similar. El promedio es de 58,35 mg L⁻¹, para una desviación estándar de 8,0 mg L⁻¹. El P total, a su vez, presenta valores significativamente menores a los del nitrógeno. Los resultados para este parámetro varían entre 7,90 y 12,50 mg L⁻¹, con un promedio y desviación estándar de 8,01 y 2,00 mg L⁻¹, respectivamente. El máximo se reporta para M3, un valor relativamente inusual si se compara con el resto de las mediciones, que presentan valores prácticamente idénticos. Asimismo, se calculó la relación DBO/N/P; en este caso, se observa que las relaciones N/P van de 5/1 hasta 8/1; mientras tanto, la proporción DBO/P es altamente variable: va desde 19 hasta 90. Y, por último, la relación DBO/N es de tres hasta 11, mucho menos variable que la relación DBO/P.

Otro parámetro de importancia es GyA; en este caso, se observa una disparidad considerable en las concentraciones de la mañana y la tarde, y también en las concentraciones encontradas en todas las muestras. Estas van desde 11 hasta > 120 mg L⁻¹. No parece haber una tendencia marcada; en M2, por ejemplo, las concentraciones son mucho más altas en la tarde; en M3 y M4, en cambio, son significativamente mayores en la mañana. El máximo reportado se presentó precisamente en M2, aunque parece una magnitud inusual si se compara con el resto de las concentraciones reportadas.

Para el caso de SAAM se observa una alta variabilidad en los resultados; aunque se mantiene una tendencia de concentraciones < 2 mg L⁻¹, excepto para la primera muestra. Se tiene un mínimo < 0,31 mg L⁻¹ y un máximo de 5,21 mg L⁻¹. En este caso también se tiene el valor máximo como un dato inusual, al compararlo con el resto de las mediciones.

Todos los resultados obtenidos para color muestran valores de pureza < 10 %. Eso sí, se encontraron tonalidades variables entre todas las muestras, siendo predominante la coloración anaranjada – amarilla.

En cuanto a fenoles, al momento del cálculo de las concentraciones se obtuvieron algunas concentraciones negativas, las cuales representan valores que se encuentran por debajo del LD. Las concentraciones más elevadas se obtuvieron en el tercer y último día de muestreo, mientras que, a excepción de los resultados indetectables, la más baja se obtuvo para M2.

Por último, se aprecia una amplia diferencia entre las concentraciones reportadas para los distintos metales analizados. A modo general, el Zn es el metal más abundante en las aguas residuales del HRCP, seguido de Mn, que presenta concentraciones de hasta $36,7 \mu\text{g L}^{-1}$, y Cu que, si bien presenta una concentración mayor al máximo obtenido para Mn, en general es menos abundante que este. Otro metal cuya presencia es considerable es Ag, que en las primeras dos muestras alcanzó valores cercanos a $8 \mu\text{g L}^{-1}$. El resto de los metales, si bien fueron detectados y, algunos de ellos, cuantificados, presentan concentraciones sumamente bajas, muchos incluso por debajo de los respectivos LD o LC; es el caso de Cd, Pb, Cr, Se, Sb, Ni y As, de los cuales la mayor presencia se obtuvo para el Ni, con una concentración de poco más de $4 \mu\text{g L}^{-1}$. En el caso del Hg se tiene concentraciones reportadas sumamente bajas (el máximo es $< 1 \mu\text{g L}^{-1}$), y la mayoría rondan $0,03 - 0,3 \mu\text{g L}^{-1}$.

Por otro lado, se presentan a continuación, en la tabla 13, los resultados obtenidos para ARN. En este caso, como se explicó en la metodología, se realizaron menos análisis debido a las condiciones de generación de aguas residuales del punto de muestreo.

Tabla 13. Caracterización fisicoquímica de las aguas residuales en las muestras tomadas en ARN

Muestra	M1	M2	M3	M4	M5
Parámetro (unidades)					
DBO ₅ ²⁰ (mg O ₂ L ⁻¹)	126 ± 13	360 ± 32	553 ± 49	363 ± 33	432 ± 39
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	206,9 ± 6,4	467,9 ± 6,1	743,1 ± 3,3	664,6 ± 3,1	1 167,8 ± 8,2
DBO/DQO	0,61	0,77	0,74	0,55	0,37
Ssed (mL L ⁻¹)	< 0,10 ± 0,06	< 0,10 ± 0,06	< 0,10 ± 0,06	< 0,10 ± 0,06	0,60 ± 0,06
SST (mg L ⁻¹)	6,08 ± 0,76	99,64 ± 0,77	71,76 ± 0,76	66,42 ± 0,76	214,76 ± 0,78
GyA _m (mg L ⁻¹)	-	65,8 ± 3,1	56,0 ± 5,0	-	44,8 ± 0,8
GyA _t (mg L ⁻¹)	-	63,4 ± 1,3	66,0 ± 3,7	-	69,8 ± 0,8
SAAM (mg L ⁻¹)	0,886 ± 0,046	6,05 ± 0,23	6,28 ± 0,22	12,90 ± 0,44	0,268 ± 0,054
N total (mg L ⁻¹)	4,6 ± 1,1	11,1 ± 1,3	16,45 ± 0,99	10,1 ± 1,0	23,04 ± 0,94
P total (mg L ⁻¹)	2,59 ± 0,11	4,48 ± 0,10	13,29 ± 0,20	7,19 ± 0,10	8,99 ± 0,29
DBO/N/P	49/2/1	45/1/1	44/1/1	44/1/1	55/3/1
Color (% pureza)	< 10 %	< 10 %	< 10 %	< 10 %	< 10 %

En ARN, al igual que en TSG, se observa una carga orgánica elevada, incluso una muestra registra el valor más alto de DQO obtenido para todos los puntos de muestreo; aunque, en general, la CO presenta concentraciones menores a las de TSG. DQO y DBO son similares entre sí, a excepción de las últimas dos muestras en las que la relación cae hasta una magnitud $< 0,40$. Las aguas residuales, sin embargo, también poseen un grado considerable de biodegradabilidad, teniendo en consideración que el promedio es de 0,61. El promedio de DBO y DQO es de 367,0 y 601,45 mg O₂ L⁻¹, con desviaciones estándar de 155,70 y 355,84, respectivamente.

Por su parte, la carga de Ssed es muy baja, siendo, en casi todos los casos, menor a 0,10, a excepción de la última muestra (M5). Todos los resultados están por debajo de 1,0 mL L⁻¹. Para SST, por su parte, se tiene un rango elevado; obsérvese, por ejemplo, la amplia diferencia entre M1 y el resto de las muestras, las cuales entre sí presentan valores más similares, sobre todo entre M2, M3 y M4, aunque con un máximo inusual en M5, que, a su vez, corresponde a la máxima concentración reportada para todos los puntos de muestreo. Esta coincide con la máxima DQO reportada, mas no con la DBO. Eso sí, en general los valores son menores a los de TSG. El promedio y la desviación estándar calculados fueron de 91,73 y 76,76 mg L⁻¹, respectivamente.

El N total, asimismo, presenta valores significativamente variables entre sí; el rango, en este caso, es de 18,42 mg L⁻¹, y el promedio, por su parte, de 13,07 mg L⁻¹, la desviación estándar de 6,98 mg L⁻¹. Por su parte, las concentraciones de P registran valores menores a los de N, aunque en algunos casos muy similares (véase, por ejemplo, M3 y M4). El promedio y desviación se calcularon en 7,31 y 4,15 mg L⁻¹. Por su parte, obsérvese las relaciones DBO/N/P calculadas en este punto: se tiene una amplia diferencia en la proporción DBO/N, que llega a ser de 40 o más, mientras que las proporciones N/P son prácticamente idénticas (1/1), llegando a lo sumo a ser de 3/1. Por último, las relaciones DBO/P tienen un comportamiento similar a las de DBO/N.

Por otro lado, las concentraciones de SAAM también presentan una alta variabilidad: el rango es de 0,9 mg L⁻¹ hasta > 12 mg L⁻¹. En este caso, las concentraciones muestran una tendencia significativamente mayor a las encontradas en TSG. Existen dos muestras que reportan prácticamente la misma concentración (M2 y M3), y dos extremos: el mínimo en M5 y el máximo en M4. A su vez, las GyA muestran un comportamiento relativamente homogéneo, al menos más que en el caso de TSG. Las concentraciones de este contaminante se sitúan en torno a los 40 – 70 mg L⁻¹, aproximadamente. No existen diferencias significativas en las concentraciones reportadas en la mañana con respecto a la tarde, aunque estas son ligeramente mayores en horas de la tarde. En cuanto

a color, al igual que en TSG, se obtuvo en todos los casos un porcentaje de pureza menor a 10 %; aunque las aguas residuales también poseen distintas tonalidades que fue posible identificar en los barridos realizados para su medición. Se encontraron coloraciones de anaranjado y amarillo.

Por último, se presenta la caracterización para el caso de ARR, donde también variaron algunos parámetros analizados, con respecto a los de los otros puntos. La tabla 14 muestra los resultados:

Tabla 14. Caracterización fisicoquímica de las aguas residuales en las muestras tomadas en ARR

Muestra	M1	M2	M3	M4	M5
Parámetro (unidades)					
DBO ₅ ²⁰ (mg O ₂ L ⁻¹)	9,90 ± 0,99	27,1 ± 3,5	81,5 ± 7,3	5,40 ± 0,50	342 ± 31
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	31,7 ± 1,5	148,6 ± 6,7	424,6 ± 2,7	66,5 ± 3,2	428,9 ± 2,7
DBO/DQO	0,31	0,18	0,19	0,08	0,80
Ssed (mL L ⁻¹)	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
SST (mg L ⁻¹)	15,12 ± 0,76	28,90 ± 0,76	91,60 ± 0,77	11,04 ± 0,76	73,02 ± 0,76
SAAM (mg L ⁻¹)	0,320 ± 0,050	10,93 ± 0,46	3,137 ± 0,098	0,260 ± 0,047	0,201 ± 0,055
N total (mg L ⁻¹)	4,3 ± 1,1	0,5 ± 1,1	8,0 ± 1,1	0,7 ± 1,1	10,6 ± 1,0
Fenoles totales (mg L ⁻¹)	< LD	< LD	< LD	< LD	< LD
Color (% pureza)	< 10 %	< 10 %	< 10 %	< 10 %	< 10 %

En ARR se observa que la mayor parte de la carga orgánica se encuentra en forma de DQO, siendo sumamente baja la concentración de DBO en todos los casos, a excepción de la última muestra. Se observa un patrón similar, por tanto, en las relaciones DBO/DQO para todas las muestras, siendo valores bajos, en comparación con los de los otros puntos de muestreo. La DBO presenta valores menores a 100 mg L⁻¹, con la excepción del máximo inusual de 343 mg O₂ L⁻¹ en M5. DQO, por su parte, entre 31 y 430 mg O₂ L⁻¹, siendo el promedio de ambos parámetros de 93,3 y 220,07 mg O₂ L⁻¹, respectivamente. En general se obtuvieron valores dispares.

Por otra parte, no se midió el parámetro Ssed, debido al bajo volumen colectado durante el muestreo; sin embargo, la claridad del agua de las muestras tomadas sugirió en principio que la concentración de Ssed sería insignificante. Además, para SST se obtuvieron concentraciones relativamente altas; es el caso de M3 y M5, siendo M3 la más elevada. En las otras muestras se

obtuvieron concentraciones bajas, entre 10 y 30 mg L⁻¹. El promedio y desviación estándar calculados son 43,94 y 36,25 mg L⁻¹, respectivamente. Se observa que ambos son similares.

Asimismo, los nutrientes también presentan concentraciones más bajas que en los otros puntos. Para el caso de N, el máximo se obtuvo en la última muestra (M5), mientras que el mínimo se tuvo en M2. Esta última muestra, así como M4, presentan resultados menores a la incertidumbre calculada para las mediciones, siendo incierta la concentración calculada en estos dos casos. El promedio y desviación estándar se determinaron en 4,82 y 4,46 mg L⁻¹, respectivamente.

En cuanto a SAAM, en este punto también se observa una elevada variabilidad en las concentraciones reportadas, habiendo un máximo de ~ 11 mg L⁻¹ y un mínimo < 0,3 mg L⁻¹. Cabe destacar que se reportaron dos muestras con concentraciones por debajo de este valor. Con respecto a los otros puntos, las concentraciones reportadas para ARR son significativamente menores a ARN y similares a las obtenidas para TSG. El parámetro de color, a su vez, presenta la misma tendencia que en los otros puntos de muestreo: los resultados obtenidos se encuentran por debajo de 10 %. En este caso, no se encontraron tonalidades en el agua residual, a diferencia de TSG y ARN. Por último, al momento de calcular las concentraciones de fenoles, todas dieron resultados negativos; estas, como ya se mencionó, se pueden interpretar como concentraciones que se encuentran por debajo del LD (i.e. 20 µg L⁻¹). La carga de fenoles de las aguas residuales de este punto es sumamente baja.

A su vez, se presenta la caracterización posterior que se hizo en ARR, en la cual únicamente se analizaron los parámetros de DBO, DQO, N y P. Estos se muestran a continuación en la tabla 15:

Tabla 15. Caracterización posterior de las aguas residuales de ARR

Parámetro	M1	M2	M3	M4
DBO ₅ ²⁰ (mg O ₂ L ⁻¹)	15,6 ± 1,4	50,0 ± 6,4	60,0 ± 7,6	18,6 ± 2,4
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	325,1 ± 2,6	111,2 ± 3,3	196,3 ± 3,1	107,3 ± 3,3
DBO/DQO	0,05	0,44	0,3	0,17
N total (mg L ⁻¹)	9,4 ± 1,4	10,84 ± 0,97	11,34 ± 0,96	7,4 ± 1,0
P total (mg L ⁻¹)	5,29 ± 0,17	0,48 ± 0,22	2,38 ± 0,19	1,159 ± 0,020
DBO/N/P	3/2/1	104/23/1	25/5/1	16/6/1

Los valores de DBO se mantienen en una tendencia similar a la encontrada en la caracterización anterior. Estos son mucho más bajos que los de DQO, siendo las relaciones de ambos parámetros de 0,17 – 0,44, con excepción de M1, en la cual se tiene la máxima concentración de DQO y, a su vez, la mínima de DBO. Con respecto a los nutrientes, se mantienen las concentraciones similares, aunque ligeramente mayores en el caso de la segunda caracterización, con valores entre 7,4 y 11 mg L⁻¹, en tanto que las concentraciones de P total no superan los 5,30 mg L⁻¹; esta es la concentración máxima. Por último, de las relaciones DBO/N/P se obtuvo que son altamente desproporcionadas; en algunos casos van de 100 a 1 para DBO y P, y en otros de apenas 3 a 1, como se observa en la primera y segunda muestra. En prácticamente todos los casos, al igual que se había obtenido en la caracterización anterior, existe una deficiencia de DBO con respecto a los nutrientes.

4.1.2.5. Relación de biodegradabilidad (DBO/DQO) de las aguas residuales

La relación de biodegradabilidad de las aguas residuales del HRCP, con base en los resultados de las caracterizaciones de los tres puntos, arroja valores muy variables entre las tres fuentes de emisión y, más aún, incluso entre las muestras para un mismo punto. Esto se muestra en la figura 16:

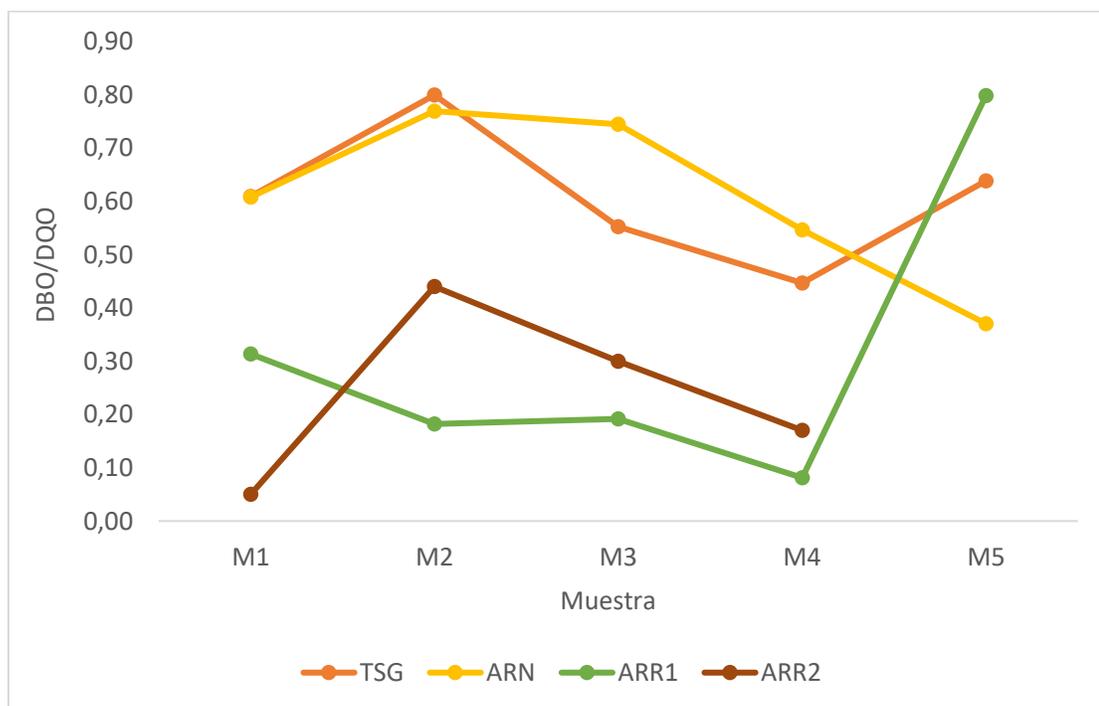


Figura 16. Relación de biodegradabilidad (DBO/DQO) de las aguas residuales de los tres puntos analizados en el programa de muestreo.

Como se mencionó anteriormente, se determina que las aguas residuales del HRCP tienen una relación de biodegradabilidad elevada; cerca del 60 % de la MO que contienen es biodegradable, de acuerdo con la relación DBO/DQO. ARN y TSG presentan el mismo grado de degradabilidad (i.e. 61 %), aunque provienen de fuentes de emisión muy diferentes: cocina del hospital y prácticamente el resto de las aguas residuales generadas en el centro, respectivamente. Se debe recordar, además, que estas son las dos fuentes que aportan más caudal de aguas residuales al total de volumen de generación del HRCP. El caso de ARR presenta los valores más bajos, a excepción de la última muestra en la que se observa un resultado irregular (i.e. M5 en ARR1) si se compara con las mediciones anteriores. En este último punto se sobrepasa, incluso, los valores máximos para las otras dos fuentes. El promedio es 0,31 para ARR.

4.1.2.6. Caracterización microbiológica de las aguas residuales

Los parámetros de CF y NI también se determinaron en todos los puntos de muestreo, de acuerdo con la metodología propuesta para esta investigación. A continuación, en la tabla 16, se resumen los resultados obtenidos para ambos parámetros:

Tabla 16. Determinación de CF y NI para las muestras de aguas residuales tomadas en todos los puntos de muestreo

Punto de muestreo	Muestra	Parámetro (unidades)	M1	M2
TSG	Mañana	CF [NMP (100 mL) ⁻¹]	1 070 220	271 557 000
	Tarde	CF [NMP (100 mL) ⁻¹]	> 271 500	> 13 125 350
	Mañana	NI (huevos L ⁻¹)	0	-
	Mediodía	NI (huevos L ⁻¹)	0	-
	Tarde	NI (huevos L ⁻¹)	1	-
ARN	Mañana	CF [NMP (100 mL) ⁻¹]	> 492 240	452 610
	Tarde	CF [NMP (100 mL) ⁻¹]	> 271 500	680
ARR ³⁰	Caudal pico	CF [NMP (100 mL) ⁻¹]	1,9	0
	Caudal valle	CF [NMP (100 mL) ⁻¹]	680	680

³⁰ En ARR no es posible tomar muestras durante la tarde, debido a que el área solo trabaja en horas de la mañana. Así, se tomaron dos muestras en el mismo periodo, aunque una con caudal pico y otra con valle.

Se observa que en el primer día se obtuvieron resultados significativamente elevados. Así, en el caso de TSG, se encontró una elevada carga microbiológica tanto en la mañana como en la tarde. En ARN la carga de CF también presenta una concentración alta, del orden de las centenas de miles de NMP. Por su parte, en ARR la concentración tiende a ser elevada para los caudales bajos. El segundo día se obtuvieron resultados similares entre algunos puntos de muestreo; por ejemplo, en ARR se contó el mismo NMP para las mediciones de caudal valle, mientras que la M2 de caudal pico no registró CF. En TSG, por su parte, hubo una variación significativa en las muestras tomadas en la mañana, siendo el NMP de M2 sumamente elevado, por encima de los 10^8 ; en las muestras tomadas en la tarde ocurre lo mismo, si bien los NMP son más bajos que en la mañana. Así, M2 reporta un NMP por encima de los 10^7 . En ARN, por último, sigue habiendo presencia de CF, siendo mucho más elevada en la muestra tomada en la mañana.

En resumen, se tiene que la concentración de CF es, en los dos días de muestreo, más elevada en las muestras tomadas en la mañana. Esto para TSG y ARN, ya que se debe recordar que en ARR no fue posible hacer la distinción de horarios, debido al horario de trabajo del área. Sin embargo, en este último punto de muestreo se observa que la concentración de CF es alta en los caudales valle y baja en los caudales pico.

Por último, se observa que prácticamente no hay huevos de NI, a excepción de la muestra tomada durante la tarde, en la cual se encontró un huevo L^{-1} . Esto implica que sí hay presencia de parásitos intestinales, aunque no fue posible analizar más muestras para evaluar el comportamiento de este parámetro.

4.1.2.7. Detección de contaminantes emergentes

Una vez que se extrajeron las muestras tomadas, estas se acondicionaron e inyectaron en el GC-MS para evaluar la presencia de ciertos fármacos y otras sustancias consideradas contaminantes emergentes. Si bien no se pudieron cuantificar las concentraciones de los contaminantes, al menos sí se detectó la presencia de algunos de ellos, los cuales, además, son de uso común en el HRCP (ver figura 9). A continuación, en la tabla 17 se muestran las sustancias encontradas y algunos parámetros cromatográficos de importancia:

Tabla 17. Resumen de los contaminantes emergentes encontrados en dos muestras del afluente de TSG en el HRCP

Muestra	Contaminante	Tiempo de retención (min)	% de similitud ³¹	% de área relativa en el cromatograma	Otras consideraciones
M1 (04/12/2018)	2-fenoxietanol	6,164	95	1,68	Preservante comúnmente encontrado en productos de cuidado personal (Molins-Delgado, Díaz-Cruz y Barceló, 2015)
	3-metoxiparacetamol	16,68	90	0,73	Es uno de los metabolitos del paracetamol, uno de los fármacos consumidos en el HRCP
	Cafeína	19,997	98	1,94	Ingrediente activo del café. Funge como marcador de aguas residuales; indicador de contaminación antropogénica (Yang, Toor, Wilson y Williams, 2016)
	Venlafaxina	24,776	38	0,93	Es uno de los fármacos consumidos en el HRCP (ver figura 9)
	Ácido fenilpropanoico	7,065	97	3,14	Ingrediente en algunos productos de cuidado personal (Verlicchi, Zambello y Al Auikidy, 2015)
	Carbamazepina	29,71	98	0,89	Fármaco de la clase de los antiepilépticos, de los más consumidos en el HRCP
M2 (06/12/2018)	Ácido valproico	4,133	83	0,55	Fármaco de la clase de los antiepilépticos, de los más consumidos en el HRCP
	2-fenoxietanol	6,169	95	2,14	
	Ácido fenilpropanoico	7,055	96	0,79	
	Gemfibrozil	17,833	95	0,61	Sustancia utilizada para reducir colesterol en sangre. Fármaco consumido en el HRCP (ver figura 9)
	Cafeína	20,003	98	4,11	

Se observa que algunos CE coincidieron en las dos muestras, como es el caso del 2-fenoxietanol o la cafeína, mientras que otros fármacos solo se encontraron en una de las muestras. Es el caso, por ejemplo, de la carbamazepina y venlafaxina en la primera o el ácido valproico y el gemfibrozil en la

³¹ Se refiere al porcentaje de similitud del espectro de masas arrojado, con respecto al espectro que contiene la base de datos del equipo utilizado, la cual es del National Institute of Standards and Technology, de Estados Unidos.

segunda. En la primera muestra el compuesto más abundante es el 2-fenoxietanol, en tanto que en la segunda muestra es la cafeína. Todos los fármacos encontrados se encuentran en la lista de sustancias consumidas en el HRCP que maneja el área de Farmacia; estos presentan, además, valores bajos de abundancia, con respecto a otros CE como el 2-fenoxietanol y la cafeína. La mayoría de estos fármacos, además, corresponden a psicoactivos; la carbamazepina y ácido valproico, a la clase de los antiepilépticos; la venlafaxina, a la de los antidepresivos. Los otros compuestos, a excepción de la cafeína y gemfibrozil, están relacionados con productos de cuidado personal. Si bien ninguno de los CE hallados se pudo cuantificar, al menos sí se pudo constatar que efectivamente hay presencia de este tipo de compuestos en las aguas residuales generadas en el hospital.

Asimismo, se analizaron los sedimentos remanentes tras la filtración inicial de las muestras, con el fin de evaluar la adsorción de los CE al material particulado. No obstante, no se detectó presencia de ningún CE en ninguna de las dos muestras.

4.2. Evaluación de la tecnología de tratamiento más apropiada

4.2.1. Aplicación de la metodología CBA

Con base en la caracterización fisicoquímica y microbiológica de las aguas residuales, se procedió a elaborar la matriz de selección para cuatro posibles tecnologías que se ajustaban a las características de las aguas residuales, principalmente en términos de CO, SS y nutrientes. Las tecnologías a las cuales se les aplicó la metodología CBA se escogieron, además, con base en los requerimientos del HRCP. Así, se tomaron en cuenta aspectos de espacio y volúmenes de generación de aguas residuales. En lo que se refiere al espacio, si bien este criterio ya se toma en cuenta en la metodología CBA, también se consideró como un criterio preliminar a la hora de escoger los sistemas de tratamiento por evaluar. En la tabla 18 se resumen las tecnologías escogidas preliminarmente, así como algunos aspectos importantes por tener en consideración.

Tabla 18. Aspectos preliminares sobre las tecnologías por evaluar para la aplicación de CBA

Tecnología	Pretratamientos requeridos	Otras consideraciones técnicas	Referencias
Filtro biológico	Usualmente requieren sedimentación primaria. También es necesaria la separación de GyA y homogenización en caso de que los caudales sean muy fluctuantes	Son eficientes para la remoción de DBO y DQO ($< 1\ 000\ \text{mg L}^{-1}$), SS y, en algunas configuraciones específicas, N total. Algunos autores recomiendan que, para una remoción efectiva de $\text{DBO}_{5,20}$ (i.e. 70 – 90 %) las concentraciones de DBO y SS no deberían rebasar 300 y 150 mg L^{-1} , respectivamente	Asthana et al. (2017); Hernández (2015); Tchobanoglous et al. (2014); Sánchez et al. (2015)
Reactor secuencial batch, RSB	Requieren separación de GyA	Son eficientes en la remoción de CO, tanto DBO como DQO y N total por medio de procesos de nitrificación/desnitrificación. En este último caso, se debe emplear más energía y espacio para la depuración, en contraste con la remoción exclusiva de MO carbonácea. Se emplean para tratar caudales $\leq 20\ 000\ \text{m}^3\ \text{d}^{-1}$	Gerardi (2010); Tchobanoglous et al. (2014); Shammas y Wang (2009); Wang y Li (2009)
Biodiscos	Se recomienda sedimentación primaria, así como separación de GyA	Se puede alcanzar valores de reducción de CO de hasta 95 % y 85 % para DBO y DQO, respectivamente. Asimismo, puede remover N total. Eso sí, se requiere que la DBO sea lo suficientemente baja (10 – 15 mg L^{-1}), debido a la competitividad entre bacterias que degradan el carbono y las bacterias nitrificantes. Genera lodos de buena sedimentabilidad	Tchobanoglous et al. (2014); Romero (2010); Seoáñez (2012)
Biorreactor de membrana, BRM	Se sugiere llevar a cabo sedimentación primaria del afluente del BRM, debido a los problemas de saturación que pueden generar los sólidos sobre las membranas filtrantes	Los BRM son ideales para el tratamiento de ARH, debido a que combinan el tratamiento biológico con desinfección. Para ello emplean membranas filtrantes, las cuales no solo clarifican el efluente, sino también retienen una gran cantidad de microorganismos, incluyendo virus. Además, evitan la liberación de genes y bacterias de resistencia antibiótica. El efluente producido, además, lo hace viable para su reúso. También se ha estudiado su potencial para remover algunos CE, como fármacos presentes en las ARH, y ha demostrado ser más efectivo que los lodos activados convencionales	Fatone (2010); Kovalova et al. (2012); Rodríguez-Mozaz et al. (2018)

Se observa que todas las tecnologías por evaluar presentan características propias que las hacen potencialmente viables para el tratamiento de las aguas residuales del HRCP. Algunas incluyen configuraciones más o menos complejas, requerimientos previos (por ejemplo, sedimentación primaria, separación de GyA o igualación), algunos parámetros de operación óptima (rangos de caudales), o bien tienen ciertas limitaciones en cuanto a la remoción de ciertos contaminantes. Así, por ejemplo, se observa que los biodiscos y filtros biológicos requieren una sedimentación previa y posterior y no son del todo eficientes en la remoción de nutrientes, a menos que se tenga condiciones especiales. El BRM, por su parte, es un sistema consolidado en el tratamiento de ARH, aunque se trata de una tecnología más compleja en la operación y mantenimiento, en contraste con las otras tres. Por su parte, el RSB no requiere tratamientos previos, al realizar varios procesos de depuración convencionales en un mismo reactor y resulta eficiente en la remoción biológica de N total de las aguas residuales, a la vez que soporta mejor que los otros sistemas las cargas choque, tanto hidráulicas como orgánicas. En apariencia, resulta una de las más factibles de todas las tecnologías evaluadas.

Los tratamientos previos no se tomaron en cuenta para la aplicación de la metodología CBA, únicamente para la evaluación preliminar de la factibilidad de cada una; la posibilidad de remoción de ciertos contaminantes, en cambio, se vuelve a abordar en la aplicación del método. De hecho, constituye uno de los criterios considerados como más importantes para el aseguramiento del éxito del proyecto y, por tanto, para el cumplimiento de los objetivos de la investigación.

A continuación, se muestra la tabla 19 de selección de tecnologías basada en la metodología CBA. Únicamente se evaluaron las cuatro tecnologías de la tabla 18, por considerarse las más apropiadas para las características y condiciones de las aguas residuales del HRCP.

Tabla 19. Aplicación de la metodología CBA para la selección del sistema de tratamiento más apropiado a partir de cuatro tecnologías potencialmente factibles

Tecnologías	Biofiltros	Biodiscos	RSB	BRM
Criterios				
Eficiencia de remoción de MO	100	100	75	75
Eficiencia de remoción de SS	75	75	75	75
Eficiencia de remoción de N	25	25	100	50

Eficiencia de remoción de P	25	25	75	50
Consumo de energía	50	50	50	25
Espacio requerido	25	25	75	50
Producción de lodos	50	50	50	75
Potencial para reúso	50	50	75	75
Potencial de recuperación de materiales	25	25	25	25
Fiabilidad	50	50	75	100
Posibilidad de remoción de CE	50	50	75	75
Impacto de olores	25	25	38	38
Impacto de ruido	45	30	35	30
Complejidad en la operación	38	38	25	25
Costos de inversión y operación	56	56	38	19
Total	689	674	885	786

De la aplicación del método se infiere que el RSB es la tecnología más factible para su aplicación como tratamiento secundario, pues agrupa una mejor calificación para todas las variables consideradas dentro del diagnóstico. Para esta tecnología, el criterio que a la vez resulta más importante y en el que la tecnología podría tener un mejor desempeño con respecto a las otras, es la remoción de nutrientes, especialmente N. Hubo otros criterios, sin embargo, en los que esta tecnología presenta deficiencias, como es el consumo de energía. Aun así, al haber obtenido el mejor puntaje, se determinó que es el STAR que resulta más viable. El BRM, por su parte, obtuvo una calificación muy similar, aunque ligeramente menor. La complejidad en la operación, así como los costos de inversión y operación y el consumo energético le restaron puntaje con respecto al RSB, a pesar de que hubo otros criterios en los que el BRM es superior: potencial para reúso y fiabilidad.

A su vez, se observa que las dos tecnologías con menor puntaje correspondieron a biofiltros y biodiscos. En estos, la remoción de MO se consideró el criterio más importante, además de ser el contaminante que logra remover con mayor efectividad. Estos presentan deficiencias, sin embargo, con respecto al criterio considerado de mayor relevancia para el RSB, la tecnología más factible, así como en la eliminación de CE, otro de los considerados más importantes para la investigación. Los biodiscos resultaron la tecnología menos factible, debido a la baja eficiencia de remoción de N, P y CE, consumo de energía, fiabilidad y potencial para reúso, entre otros. En el caso de los biofiltros, estos presentan características muy similares a los biodiscos como STAR.

Es importante mencionar que también se contempla el diseño de un humedal artificial como tratamiento terciario para el efluente del RSB por proponer. El objetivo de este sistema es la reducción de fósforo, así como la posible eliminación de compuestos de origen farmacológico presentes en el efluente hospitalario que no sean removidos por el RSB. Asimismo, se incorporará un sistema de desinfección con cloro, por medio de un tanque de contacto. Ninguna de estas dos tecnologías se incluyó en la matriz de selección, pues esta se centró en sistemas de tratamiento secundario.

4.2.2. Evaluación de la factibilidad técnica del proyecto

De acuerdo con la metodología adoptada, propuesta por Ortigón et al. (2005), la evaluación de la factibilidad comprende dos etapas elementales: el diagnóstico de la situación y el estudio técnico. En el primer componente se abordan aspectos que incluyen área de estudio y de influencia del proyecto, análisis y estimación de la población, determinación de la demanda y oferta actual, así como cálculo y proyección del déficit. En el segundo, por su parte, se describen aspectos como la situación base-optimizada, tamaño del proyecto, análisis de las tecnologías, localización, tecnología y beneficios ambientales.

4.2.2.1. Diagnóstico de la situación actual

En esta primera etapa se deben definir las áreas de estudio e influencia del proyecto, como los primeros componentes del diagnóstico. En el apartado 3.3. se realizó una caracterización del cantón, en la cual se definieron algunos aspectos, sobre todo hidrogeológicos, de especial importancia para estimar el grado de impacto de un proyecto de esta naturaleza. Sin embargo, para este apartado se entiende el área de estudio como las instalaciones del HRCP, pues el proyecto servirá exclusivamente a la población del hospital, incluyendo pacientes, funcionarios y visitantes.

4.2.2.1.1. Área de influencia

Ortigón et al. (2005) indican que está relacionada con el área de proyecto e incluso puede llegar a ser la misma, dependiendo de la naturaleza del proyecto y la medida en que este afecte el área de estudio. Eso sí, se debe diferenciar entre áreas de influencia directa e indirecta.

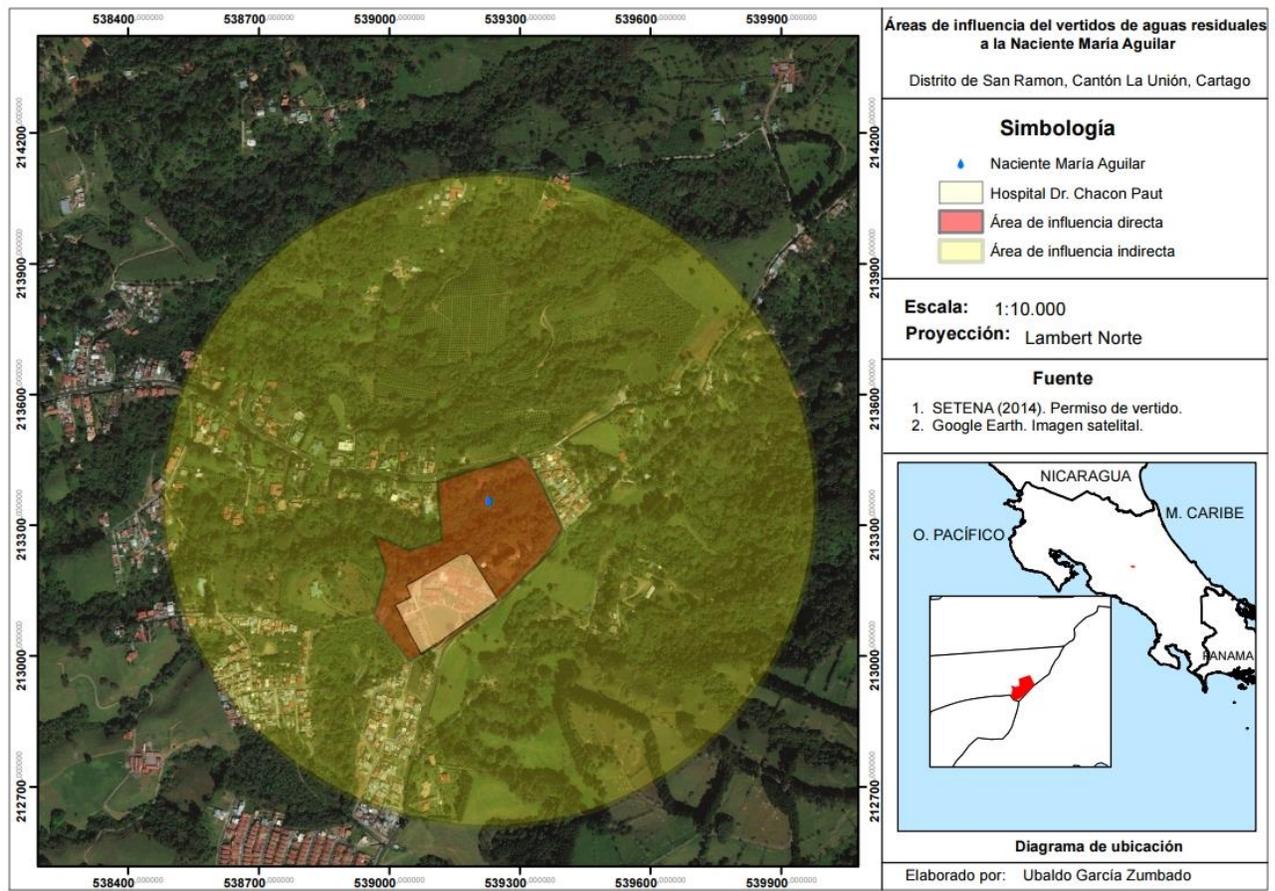


Figura 17. Mapa de áreas de influencia directa e indirecta del proyecto.

Para el caso de la PTAR por proponer, se considera que el área de influencia directa, la misma que recibe de manera directa los impactos del proyecto, es igual a la del hospital, pues la PTAR tratará únicamente las aguas residuales generadas dentro de sus instalaciones. El área de influencia indirecta sí se extiende más allá de las instalaciones, siendo la quebrada María Aguilar el cuerpo receptor. Esta se definió a partir de un radio de 1,0 km del área de proyecto. La densidad urbana que existe alrededor del HRCP para este radio se consideró suficiente para recibir los potenciales impactos indirectos de la planta de tratamiento.

4.2.2.1.2. Análisis de oferta y demanda

Por otro lado, el análisis de la oferta y la demanda está relacionado, para efectos de esta investigación, con la capacidad del STAR para recibir determinados volúmenes de aguas residuales y depurarlos, así como la manera en que la población del HRCP continuará demandando el servicio. Esto estará

directamente vinculado con la población de diseño, así como la capacidad en que la PTAR removerá los distintos contaminantes presentes en el efluente hospitalario. Como se observa en la tabla 19, se contemplaron tanto los contaminantes convencionales (MO, SS, N y P) como los contaminantes emergentes. Así, la oferta es definida exclusivamente por el investigador, mientras que la demanda depende de las condiciones actuales del hospital y las proyecciones futuras sobre el comportamiento de la población y la oferta de servicios en el centro. El diseño de la PTAR contemplará estos aspectos, por ende, se considera factible en este sentido. Un buen diseño garantiza que el tamaño y tecnología de la PTAR son suficientes para atajar la demanda para cualquier posible escenario.

4.2.2.2. Estudio técnico de factibilidad

4.2.2.2.1. Tamaño del proyecto

Es uno de los primeros elementos por ser determinados en un estudio de factibilidad técnica. Con base en la caracterización de las condiciones de generación de aguas residuales en el HRCP, se procedió a dimensionar de manera preliminar el tamaño del proyecto, en términos de capacidad de tratamiento de ciertos volúmenes de aguas residuales; la unidad de medida para el dimensionamiento es de metros cúbicos de agua residual tratados por día, así como kilogramos de contaminante por día que recibiría el STAR, de acuerdo con los resultados de la caracterización. Si bien no se cuantificó la carbamazepina, se calculó la concentración promedio por balance de masas, considerando el consumo, el porcentaje promedio de excreción y el consumo de agua del hospital (Verlicchi, 2018b).

Tabla 20. Cuantificación de los parámetros más relevantes para la definición del tamaño del proyecto

Parámetro	Unidad de medida	Cuantificación
Carga hidráulica	m ³ d ⁻¹	97,75
Carga orgánica	kg DBO d ⁻¹	27,83
	kg DQO d ⁻¹	49,53
Sólidos suspendidos totales	kg SST d ⁻¹	9,27
Nitrógeno	kg N d ⁻¹	2,49
Fósforo	kg P d ⁻¹	0,54
Carbamazepina ³²	g CBZ d ⁻¹	23,95

³² Se asume el peor escenario (i.e. el 100 % de la molécula es excretada del organismo). Según Verlicchi (2018b), no es posible fijar un porcentaje de excreción asociado a cada fármaco, pues esto depende, principalmente, de las características fisiológicas y el metabolismo de cada paciente.

Así, las dimensiones de la PTAR deben ser lo suficientemente apropiadas para soportar tanto el caudal de generación de aguas residuales como las cargas de los distintos contaminantes enumerados en la tabla 20. Esto implica que el sistema deberá ser capaz de reducir las concentraciones de los contaminantes hasta niveles ambientalmente aceptables para su vertido en cuerpo receptor, sin causar un impacto negativo sobre el recurso.

Ortegón et al. (2005) explican algunos factores por tener en cuenta que inciden sobre la decisión del tamaño del proyecto; estos son, además de la población afectada, el financiamiento, tecnología, localización, disponibilidad de insumos, estacionalidades y fluctuaciones. En el caso de la población afectada, esta considera el total de funcionarios, pacientes y visitantes del hospital actuales más las proyecciones futuras. El financiamiento, por su parte, corre por cuenta de la CCSS; el presupuesto de inversión es de aproximadamente US \$ 300 000, por lo que el RSB y todas las configuraciones de la PTAR deberán ajustarse a este monto.

4.2.2.2. Localización de proyecto

Por otro lado, para el análisis de la localización del proyecto, este se realizó únicamente sobre la microlocalización, debido a que el STAR debe ubicarse obligatoriamente dentro de las instalaciones del HRCP; es decir, no existen otras opciones, como sí ocurriría con un negocio, una escuela o un centro de salud, a nivel cantonal e incluso provincial. Así, se determinó la microlocalización considerando aspectos de relieve del terreno y ubicación altitudinal de las fuentes de emisión.

También se tuvieron en cuenta los límites por respetar con respecto a las torres de electricidad; se debe considerar que una de estas torres atraviesa las instalaciones del HRCP, a unos 50 – 100 m de donde se proyectó ubicar la PTAR. La distancia es actualmente de 15 m a ambos lados, con respecto a servidumbres (Instituto Costarricense de Electricidad, s.f).

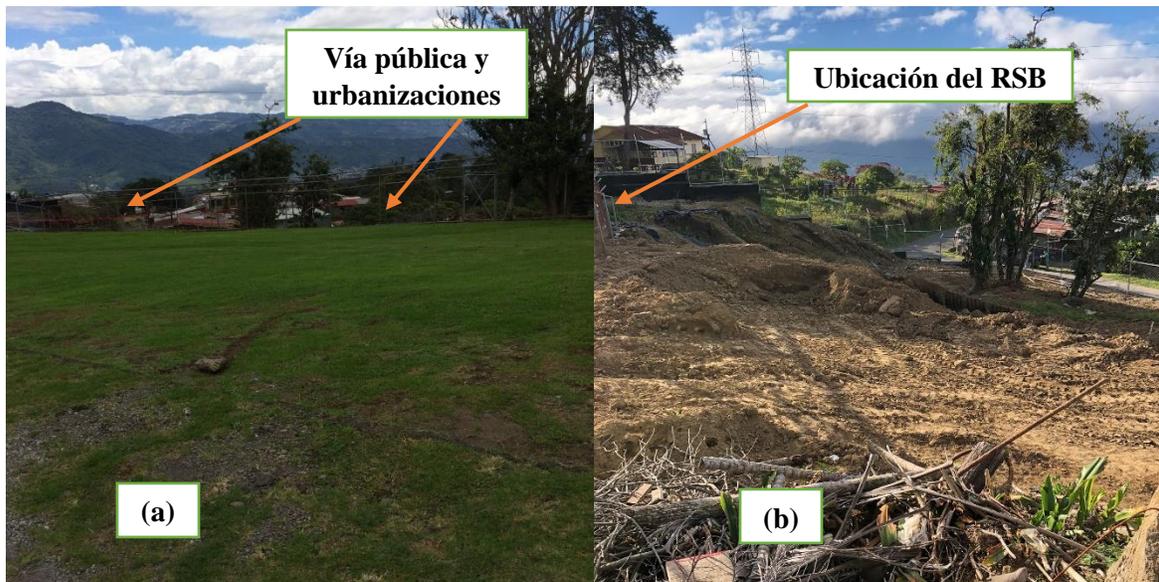


Figura 18. (a) Fotografía del sitio escogido para la ubicación del RSB en la PTAR del HRCP. (b) Fotografía del sitio escogido para la ubicación del HA en la PTAR del HRCP.

Por su parte, se respetaron también las distancias que estipula el Decreto 39887-S-MINAE que deben existir entre un STAR y la vía pública, la cual incluye aceras, calzada y cualquier tipo de asentamiento humano o infraestructura dedicada a diversas actividades (ver tabla 2). Si bien no se especifica la distancia para la tecnología de RSB como tal, se utilizó la clasificación de unidades cerradas de tratamiento primario y secundario³³, pues es el tipo de configuración de la tecnología seleccionada. El retiro indicado es de 10 m con respecto a la vía pública. Esta distancia puede llegar a ser considerablemente mayor, teniendo en cuenta el espacio potencial que podría servir para el proyecto, el cual es de aproximadamente 400 m². No se debe olvidar las otras distancias consideradas en la normativa nacional (ver apartado 2.2.2.). En el caso del HRCP se deben aplicar los retiros para las tres fuentes consideradas (i.e. pozo de abastecimiento, nacimiento y río).

4.2.2.2.3. Análisis de la tecnología

Este versa sobre dos puntos principales: instalaciones físicas y el sistema productivo del proyecto. Para efectos de este proyecto, las instalaciones físicas corresponden a toda la infraestructura de recolección y depuración de las aguas residuales; el sistema productivo, por su parte, incluye el

³³ Se debe recordar que el RSB realiza ambos tipos de tratamiento (homogenización y aireación y sedimentación) en el mismo reactor.

proceso de tratamiento como tal. Si bien su análisis profundo se detalla en el diseño de las unidades de tratamiento, en este apartado se abordan algunos aspectos elementales concernientes al RSB.

Para el análisis de la infraestructura, se identificaron individualmente todos los puntos de emisión de aguas residuales dentro del hospital, así como los sistemas de recolección, los cuales, en algunos casos, pueden recoger el efluente generado en más de un punto. Así, se contemplaron las áreas de Mantenimiento, Enfermería, Lavandería, Nutrición, Unidad de Crisis, Laboratorio, Unidad de Estancia Médica, Área Administrativa, Recursos Humanos, Terapia Ocupacional y Seguridad.

Se deberá construir ciertos tramos nuevos de tubería que logren recoger la totalidad de las aguas residuales y llevarlas a un punto común, en este caso donde se ubicaría la entrada a la PTAR. Estos tramos se marcan en líneas punteadas rojas en el Anexo 4. Otros tramos ya existentes deberán ser reconducidos a la PTAR, para el aseguramiento del tratamiento del 100 % de las aguas residuales generadas. Esto es importante, además, para facilitar la medición futura de caudales de entrada.

En cuanto al sistema productivo, está constituido por todos los componentes de la PTAR: desbaste y separación de GyA, reactor secuencial de batch y tratamiento de los lodos, humedal artificial y sistema de cloración. Así, el RSB debe estar compuesto del reactor o reactores en los que ocurrirán los procesos de llenado (y homogenización), mezclado, aireación, sedimentación, el sistema de decantación, que puede ser fijo o flotante, así como los respectivos sistemas de aireación (i.e difusor y soplador) y mezclado, bombas, válvulas y sistemas de control automáticos de la operación del proceso. Asimismo, debe tener algún sistema de remoción de los lodos que se generan durante el proceso de sedimentación. En el mezclado se puede optar por mezcladores de tipo mecánico, como paletas o turbinas, o bien se puede implementar aireación intermitente durante la fase de llenado (Wilderer, Irvine y Goronszky, 2001). En apariencia, la aireación se antoja más factible, debido a que anula la necesidad un equipo mecánico adicional orientado únicamente al mezclado; solo se incurre en el gasto energético adicional por aireación en la fase de mezclado. No obstante, el mezclado por aireación no es del todo apropiado para lograr la desnitrificación, como se discutirá en el apartado 5.5.

Para los procesos de aireación, existen diversos tipos de aireadores, siendo los más comunes los de aireación mecánica y los difusores. Los requerimientos de equipo para la difusión constan del difusor (tubo o disco), soplador, tuberías de conexión con el sistema y válvulas. Es importante considerar que, al tener condiciones estáticas dentro del reactor, puede ocurrir la saturación de los poros en algunos tipos de difusores, debido a la introducción de sólidos en los agujeros que conforman este tipo de equipos, especialmente durante la sedimentación (Wilderer et al., 2001).

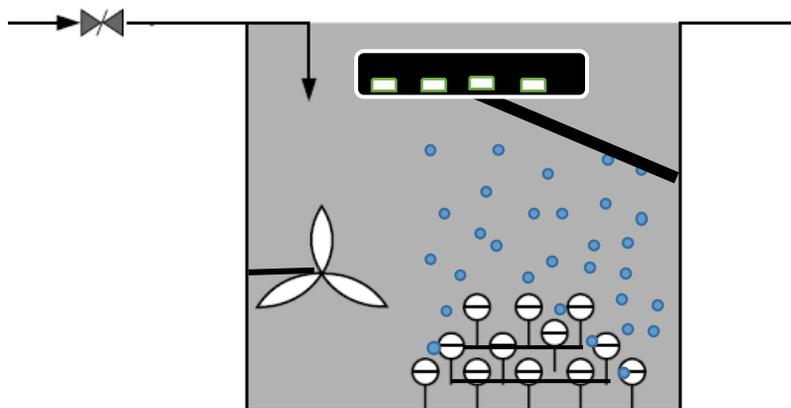


Figura 19. Esquema de un proceso de aireación difusa en un RSB. En la parte inferior derecha se ubican los difusores en forma de disco. Los círculos azules simulan las burbujas finas producidas.

En el esquema de la figura 19 se observa el proceso de aireación difusa. El aire impulsado hacia el reactor es trasladado a los difusores de tipo disco que se ubican en la parte inferior del tanque. Estos generan una corriente ascendente de burbujas que, al interactuar con la biomasa presente en el sistema, transfieren el oxígeno que sirve de alimento a los microorganismos para la degradación efectiva de la MO. El objeto negro situado en la parte superior derecha corresponde al decantador flotante.

Por otro lado, la sedimentación, se da después de que finaliza la aireación. En esta fase, se producen condiciones estáticas, lo cual propicia la precipitación de los flóculos densos de MO y otros contaminantes. El proceso de decantación, como ya se mencionó, puede ocurrir por medio de un decantador fijo o uno flotante; este se ubica ligeramente por debajo del nivel superficial del agua, para evitar la decantación de materia contaminante flotante, como natas o espumas (Shammas y Wang, 2009). El flujo de decantación es regulado por medio de una válvula que se abre únicamente cuando ha finalizado la sedimentación y el agua tratada deba removerse. El nivel de los decantadores suele situarse al menos 30 cm por debajo de la superficie del agua (Gerardi, 2010).

Los lodos producidos deben ser debidamente estabilizados y deshidratados para reducir el contenido patógeno, así como para facilitar el manejo y disposición. Para la estabilización se puede optar por digestión aerobia o anaerobia, en tanto que la deshidratación puede llevarse a cabo por medios mecánicos, como filtros de banda, o bien por métodos pasivos, como los lechos de secado.

Los materiales con que se puede construir el reactor de RSB pueden ser acero o concreto, o bien configurarse como lagunas cavadas. En caso de contar con más de un reactor, el diseño de ambos tanques puede ser distinto, o bien idéntico; este último facilita el diseño (Wilderer et al., 2001).

Por su parte, según Obarska-Pempkowiak et al. (2015), los HA solo requieren de un terreno con área suficiente para la construcción de la estructura, así como los materiales del sustrato, los cuales pueden ser de arcilla o grava, así como de caña, y las especies vegetales que enraízan en el sustrato; estas normalmente engloban especies de los géneros *Phragmites* y *Typha*. Asimismo, es común que se coloque una geomembrana en la base, para evitar la infiltración de las aguas residuales. El sustrato debe estar rodeado de este material impermeable y aislante.

El tanque de contacto de cloración requiere únicamente la construcción de una estructura rectangular, separada por dos canales en paralelo, por donde discurrirá el agua en contacto con el desinfectante. Este se puede añadir por medio de pastillas de hipoclorito de calcio, el cual se recomienda para instalaciones pequeñas (Tchobanoglous et al., 2014).

A continuación, en la figura 20 se muestra un esquema del sistema de tratamiento propuesto para las aguas residuales generadas en el HRCP. Involucra todos los procesos, desde el pretratamiento hasta la desinfección final, previo vertido del efluente en la quebrada María Aguilar.

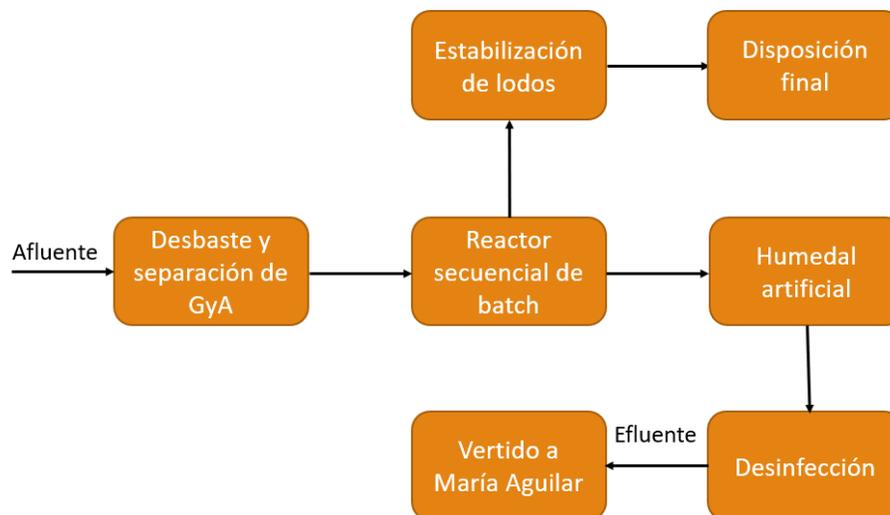


Figura 20. Esquema del proceso de tratamiento de aguas residuales de la PTAR propuesto en la presente investigación.

Los costos de inversión del proyecto están asociados al movimiento de tierras, compra de equipos de depuración, conexiones de las tuberías de aguas negras actuales con un único sistema de recolección que deberá conectarse a la PTAR y los materiales necesarios para la construcción del RSB, el HA y tanque de cloración. A continuación se muestra un resumen de los tipos de costos, así como las estimaciones de algunos. Únicamente se calcularon los costos de inversión, los cuales fueron cuantificados a partir de las tablas que ya ha desarrollado el Colegio Federado de Ingenieros y de Arquitectos para distintos tipos de obras de infraestructura. Estos costos ya incluyen los materiales y el movimiento de tierras; se calculan en función del área de construcción.

Tabla 21. Resumen de los costos de inversión y operación del proyecto de construcción y operación de la PTAR del HRCP

Tipo de costo	Parámetro	Descripción	Costos
Inversión	Adquisición de equipos de aireación ³⁴	Forma parte de los equipos propios de funcionamiento del STAR	-
	Tuberías de conexión y conducción hacia la PTAR	Constituye todo el sistema de tuberías nuevo que deberá construirse para conducir y recoger el total del efluente en un solo punto	-
	Construcción	Incluye movimiento de tierras, así como concreto, varillas, cemento y demás materiales de construcción	₡ 109 728 150
	Consumo de energía eléctrica ³⁵	Incluye la electricidad necesaria para suplir los procesos de aireación y bombeo de las aguas residuales y lodos	-
	Mantenimiento del sistema	Costos asociados a reparaciones y mantenimiento en general de la PTAR	-
Operación	Adquisición de agente de desinfección	Involucra el costo de las pastillas de hipoclorito de calcio para la desinfección del efluente	-
	Tratamiento y disposición de lodos residuales	Costos de estabilización y disposición final de los lodos del sistema. Contempla consumo energético para aireación	-
	Canon ambiental por vertidos	Pago anual por disponer el efluente en un cuerpo receptor. Está en función del caudal, DQO soluble y SST	-
Total (₡)			109 728 150
Total (USD)³⁶			181 070

³⁴ Se estiman por medio de la figura 21.

³⁵ Se cuantifican más adelante, en el apartado 4.3.8.

³⁶ La conversión se realizó asumiendo como referencia que un dólar americano es igual a 600 colones.

Se observa que el costo total de inversión por construcción se ajusta al presupuesto que tenía de antemano la CCSS para la construcción del proyecto. En este caso, se calcularon los costos de construcción con base en las tarifas del Colegio Federado de Ingenieros y de Arquitectos, para construcción de tanques sépticos en concreto, por ser el tipo de infraestructura que más se asimilaría a los reactores (RSB, digestor aerobio de lodos y tanque de cloración). Los costos de inversión por equipos, como difusores de disco, soplador, bomba, decantador, válvulas, equipos de control electrónico, ductos de aireación, no pudieron ser cuantificados, debido a la dificultad de obtener las cotizaciones por parte de algunos proveedores que operan en Costa Rica. Sin embargo, se realizó una estimación de los costos de adquisición de equipos de RSB, de acuerdo con los montos indicados por Shammas y Wang (2009), con el fin de valorar si estos se encuentran dentro del presupuesto restante (i.e. ~ USD 119 000), considerando el presupuesto total del proyecto de la CCSS.

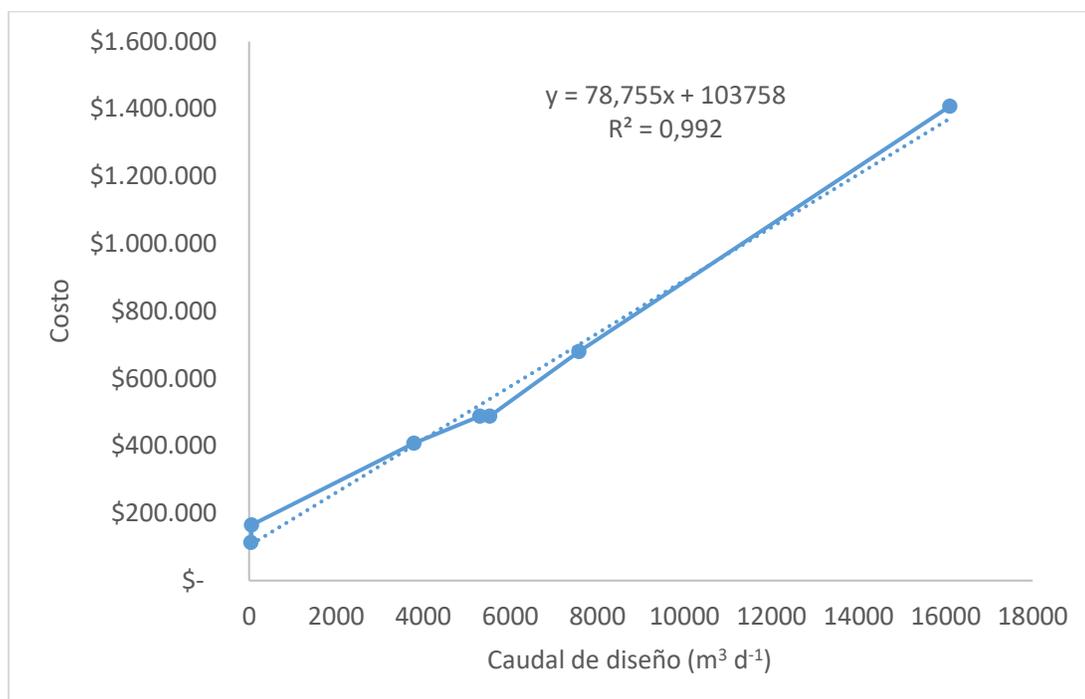


Figura 21. Gráfica de los costos asociados a la adquisición de los equipos de RSB según el caudal de diseño de la planta. Fuente: modificado de Shammas y Wang (2009).

A partir de la ecuación obtenida de la recta de mejor ajuste de la figura 21, se determina que el costo de adquisición de los equipos, con base en el caudal de diseño de la planta de tratamiento del HRCP (i.e. 97,77 m³ d⁻¹), es de aproximadamente US \$111 458. Si bien este podría no reflejar exactamente

la realidad de los costos de inversión de este componente, al menos sí constituye una referencia para la estimación del costo total de inversión del proyecto. La ecuación 75 muestra el cálculo:

$$\begin{aligned} \text{Costo total (US \$)} &= \text{Construcción} + \text{Adquisición de equipos} \\ &= \text{US \$ 181 070} + \text{US \$ 111 458} = \text{US \$ 292 528} < \text{US \$ 300 000} \quad \text{Ec. 75} \end{aligned}$$

Por su parte, el costo económico más importante en la operación de los RSB, de acuerdo con Gerardi (2010), está asociado con el consumo eléctrico para proveer la aireación requerida en el sistema, el manejo y disposición de los lodos residuales. Para los HA, los costos de operación están relacionados únicamente con el mantenimiento del sistema, mientras que para el tanque de cloración lo constituye la compra de las pastillas de hipoclorito de calcio.

4.3. Diseño del sistema

4.3.1. Caudal de diseño

El caudal de diseño se obtuvo a partir del promedio de los consumos de agua potable del HRCP para 2018: $2\,313 \text{ m}^3 \text{ mes}^{-1}$. Así, se obtiene un caudal aproximado de $77,1 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ suponiendo un consumo de agua uniforme durante los 30 días del mes, como sugieren las mediciones de consumo de agua potable. Se aplicó un factor de 27,5 % sobre este caudal, considerando una vida útil de la PTAR de 25 años, con lo cual el caudal total de diseño se determinó en $97,77 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Este porcentaje es el que ha utilizado históricamente la DAPE para los diseños de STAR en complejos hospitalarios y otros centros de salud.

4.3.2. Desbaste

El primer componente del diseño contempla la instalación de un sistema de desbaste por medio de rejillas, para la retención de sólidos gruesos. El canal deberá ser de concreto, y las rejillas, de hierro. Se asumió una distancia de separación entre las barras de 0,9 cm, y un diámetro de barras de 1,5 cm. El ancho total de la canaleta se fijó en 55,0 cm y la altura de caída, en 50,0 cm. Se asumió una velocidad de aproximación del líquido de $0,7 \text{ m s}^{-1}$ y un ángulo de inclinación de 45° de las rejillas.

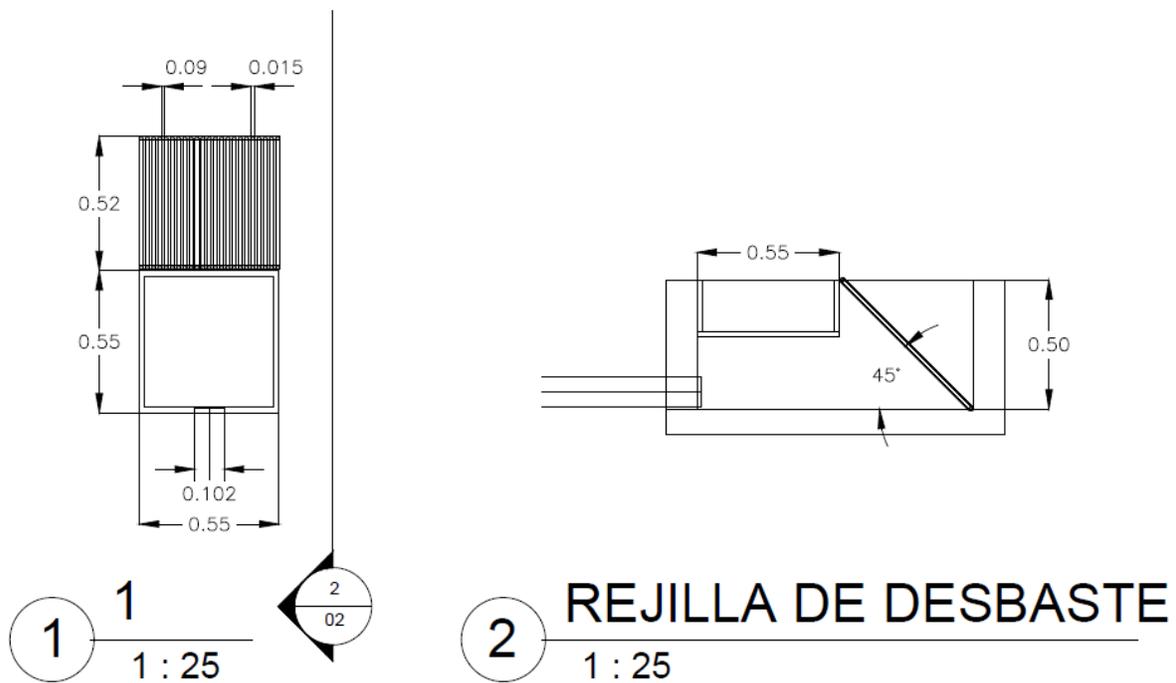
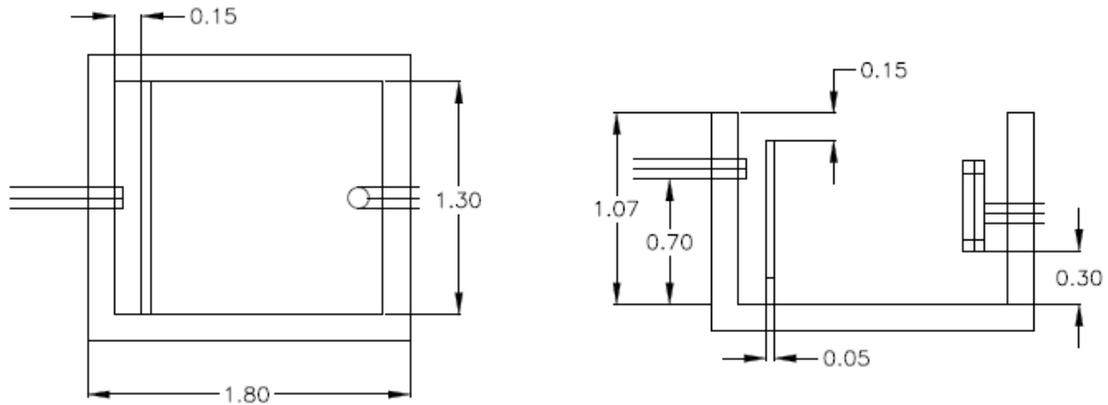


Figura 22. Esquema de la rejilla de desbaste propuesta como sistema de pretratamiento para el HRCP.

Se determinó que la pérdida total de energía del sistema, considerando las dimensiones propuestas, es de 0,06 m de agua. La altura de la lámina de agua, por su parte, se calculó en 0,11 m, en tanto que la longitud de la rejilla es de 0,15 m. El área efectiva de la rejilla se determinó en $0,0016 \text{ m}^2$, y el número total de barras en la rejilla será de siete.

4.3.3. Separación de GyA

Se diseñó una trampa de grasas para la remoción de GyA, antes del sistema biológico. Para ello se tomaron en cuenta algunos criterios recomendados por City of Mount Juliet (2018). Considerando el caudal de diseño, y un tiempo de retención máximo de 30 min para la remoción de GyA por flotación, se determinó el volumen de la trampa en $2,04 \text{ m}^3$. Esta tendrá una forma rectangular. Las dimensiones de largo, ancho y profundidad serán de 1,50; 1,30, y 1,07 m, respectivamente. Se deberá instalar una pantalla a 15 cm del afluente, para evitar turbulencia en el sistema, ante picos de caudal de entrada.



1 TRAMPA DE GRASAS

1 : 40

Figura 23. Esquema de la trampa de grasas de la PTAR del HRCP.

Por medio de este sistema se espera remover una buena parte de la carga entrante de GyA. La trampa deberá limpiarse periódicamente, en función de la cantidad de grasas retenidas, lo cual deberá verificarse en el sitio.

4.3.4. Reactor secuencial de batch

Después del sistema de pretratamiento basado en rejillas finas, se procedió a diseñar el reactor secuencial de batch que servirá como sistema de tratamiento secundario para las aguas residuales del HRCP. Este consiste en dos reactores de idénticas dimensiones que trabajarán en paralelo para la depuración del efluente hospitalario: mientras uno realiza el tratamiento, el otro recoge las aguas residuales generadas durante ese periodo. En la tabla 22 se muestran los resultados del diseño del RSB, tanto de sus dimensiones como de su funcionamiento interno:

Tabla 22. Diseño del reactor secuencial de batch del HRCP

Nombre	Parámetro	Unidades	Resultado	Referencia
DQO biodegradable	DQO_b	$mg L^{-1}$	455,54	Ec. 8
DQO biodegradable soluble	DQO_{bs}	$mg L^{-1}$	140,08	Ec. 9
DQO no biodegradable soluble	DQO_{nbs}	$mg L^{-1}$	37,26	Ec. 10
DQO no biodegradable particulada	DQO_{nbp}	$mg L^{-1}$	2,49	Ec. 11
SSV en forma de DQO	SSV_{dqo}	$mg L^{-1}$	4,09	Ec. 12
SSV no biodegradables	SSV_{nb}	$mg L^{-1}$	0,61	Ec. 13
SST inertes	SST_i	$mg L^{-1}$	14,22	Ec. 14
Número de ciclos por tanque	N_c	ciclos tanque ⁻¹	4	Ec. 15
Volumen de llenado por ciclo	V_F	m^3 llenado ⁻¹	12,22	Ec. 16
Profundidad decantación	h_d	m	0,8	Ec. 17
Largo del tanque	L	m	6,80	Ec. 18
Ancho del tanque	a	m	2,25	Ec. 19
Área superficial	A_s	m^2	15,27	Ec. 20
TRH	Θ	h	30	Ec. 21
TRS	Θ_c	d	40	Ec. 22
SSVLM	X_{SSVLM}	$mg L^{-1}$	1 910,33	Ec. 23
Fracción de SSVLM	X_{SSVLM}/X_{SSLM}	%	64 %	Ec. 24
Caudal de decantación	Q_d	$m^3 min^{-1}$	0,41	Ec. 25
Oxígeno requerido por tanque ³⁷	R_O	$kg O_2 h^{-1}$	8,47	Ec. 26
Producción de lodos	$P_{X,SST}$	$kg d^{-1}$	9,16	Ec. 27
DQO_b removida	DQO_{brmv}	$kg d^{-1}$	45,64	Ec. 28
DBO removida	DBO_{rmv}	$kg d^{-1}$	28,53	Ec. 29
Rendimiento observado, SST	$Y_{OBS,SST}$	$g SST g DBO^{-1}$	0,32	Ec. 30
Rendimiento observado, SSV	$Y_{OBS,SSV}$	$g SSV g DBO^{-1}$	0,20	Ec. 31
Biomasa de desecho como SSV	$P_{X,bio}$	$g d^{-1}$	2 860	Ec. 32
Cantidad de $N-NH_4^+$ oxidado	N_{Ox}	$mg L^{-1}$	17,34	Ec. 33
Concentración inicial de N por ciclo	N_O	$mg L^{-1}$	4,27	Ec. 34
Concentración del nitrificador	X_n	$mg L^{-1}$	15,60	Ec. 35
Tiempo de aireación requerido para lograr nitrificación	t	h	1,11	Ec. 36

³⁷ R_o debe multiplicarse por 2 o 3 para asegurar suficiente suministro de O_2 durante el inicio de la aireación, ya que este momento es crítico en RSB (Tchobanoglous et al., 2014). El R_o calculado originalmente era $2,55 kg O_2 h^{-1}$.

Síntesis de N	N_{sin}	mg L^{-1}	7,02	Ec. 37
NOx producido por ciclo	NO_{xc}	$\text{g NOx llenado}^{-1}$	212,67	Ec. 38
N- NO_3^- en efluente	$\text{N-NO}_3^-_{\text{e}}$	mg L^{-1}	3,48	Ec. 39
N- NO_3^- remanente tras decantación	$\text{N-NO}_3^-_{\text{d}}$	g	170,13	Ec. 40
Biomasa activa	X_{b}	mg L^{-1}	1 016,40	Ec. 41
Relación alimento-microorganismo durante llenado	F/M_{b}	$\text{g g}^{-1} \text{d}^{-1}$	0,45	Ec. 42
Tasa de desnitrificación específica	SDNR_{b}	$\text{g g}^{-1} \text{d}^{-1}$	0,147	Ec. 43
N- NO_3^- removida	$\text{N-NO}_3^-_{\text{crm}}$	g	1 143,83	Ec. 44
Remoción efectiva ³⁸	Remoción	g	-973,70	Ec. 45

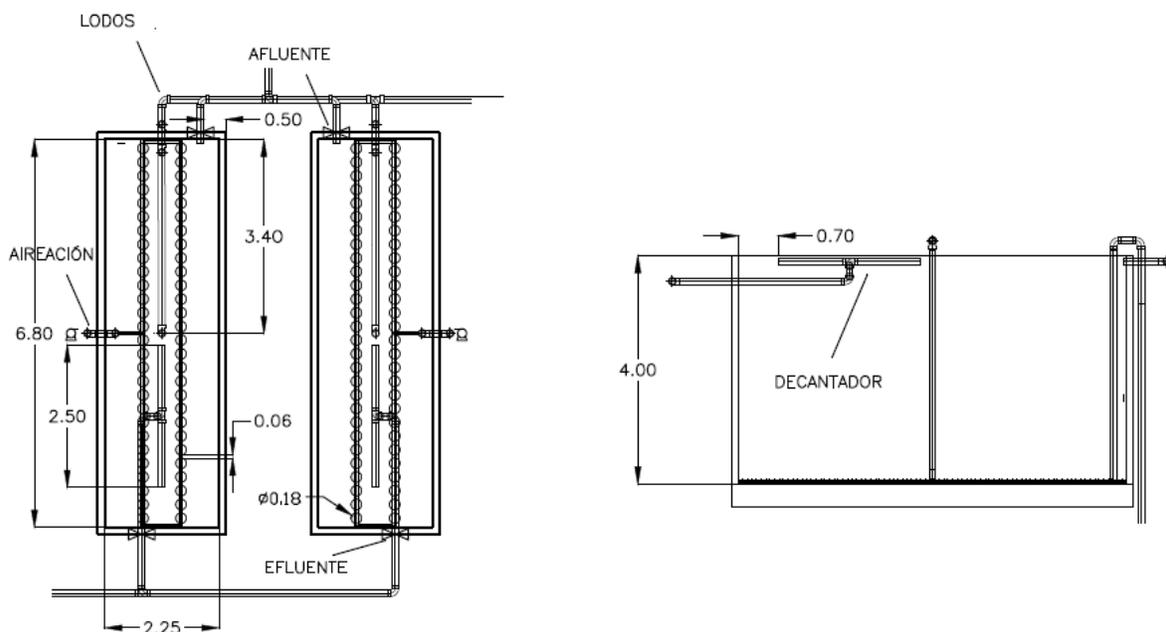
En primera instancia se calcularon algunos parámetros críticos a partir de los valores de DBO, DQO y SST, los cuales sirvieron para modelar el RSB. A partir del caudal de generación y los procesos a llevar a cabo en el reactor, se fijaron las dimensiones de cada uno: 4,0 m de profundidad; 6,80 m de largo, y 2,25 m de ancho, para un total de 61,1 m³ de volumen por cada tanque, que en total son dos. Asimismo, se estableció que el volumen de llenado sería de 12,22 m³ por cada lote de agua residual, para un total de cuatro ciclos diarios, teniendo en consideración la duración de cada ciclo, la cual se determinó en 6,0 h. El caudal de decantación, por su parte se determinó en 310 L min⁻¹, de acuerdo con el tiempo fijado para este proceso, y el volumen de agua residual desechado a partir del volumen total del reactor. Para el proceso de decantación se escogió un sistema de tipo flotante, el cual debe ubicarse al menos a 30 cm por debajo de la superficie del agua en el reactor, siendo 45 cm la profundidad escogida. Además, se calcularon los TRH y TRS para un total de 15 h y 40 d por tanque, respectivamente. También se calculó la concentración de SSVLM, que es de 1 910 mg L⁻¹, representando un 64 % del total de SSLM, los cuales se habían fijado previamente en 3 000 mg L⁻¹.

Por otro lado, se determinó que se requeriría un caudal de 8,47 kg O₂ h⁻¹ para alcanzar los objetivos de depuración, para remover DQO_b y DBO a las tasas calculadas. La producción de lodos, por su parte, se determinó en 9,16 kg d⁻¹ que deberán ser tratados y dispuestos, como se detalla más adelante. Finalmente, los rendimientos observados, con respecto a SST y SSV, serán de 0,32 y 0,20 g de sólido por cada g de DBO.

³⁸ El resultado negativo de este último parámetro demuestra que sí es posible eliminar todo el N- NO_3^- producido durante la aireación; es decir, la capacidad de remoción del sistema es mayor a la cantidad de N- NO_3^- por remover.

Para los procesos de remoción de N, se proyectó la división teórica del reactor en dos zonas: una aeróbica, en la cual se busca oxidar el amonio presente, mediante aireación, para convertirlo en nitrito y, posteriormente, en nitrato; y una zona anóxica, donde se lleva a cabo el proceso de desnitrificación; esto es, la transformación de los nitratos a nitrógeno gaseoso. Para ello, se escogió la reducción preanóxica para el sistema de desnitrificación. El tiempo calculado para lograr la nitrificación, dadas las condiciones del agua residual por tratar, así como algunas suposiciones que hubo que hacer con respecto a este proceso (ver tabla 6), es de 1,11 h. Sin embargo, para efectos del diseño se mantuvo el tiempo de aireación predeterminado de 2,0 h, con el objetivo de cumplir con el tiempo teórico de nitrificación. Esto podría variar en las condiciones reales de operación, para lo cual se deberá evaluar la duración real del proceso de nitrificación, una vez que el sistema esté funcionando. El N remanente tras la decantación, teniendo en consideración que se diseñó para decantar un 20 % del volumen total del reactor, se cuantificó en 170,13 g.

Teniendo en cuenta el N remanente, la capacidad de remoción supera con creces esta cantidad, asegurando así que el proceso de remoción del N será efectivo. Es decir, que el sistema será capaz de remover una mayor cantidad de nitratos que los que, teóricamente, se formarían dentro del reactor.



1 REACTOR SECUENCIAL DE BATCH
1 : 100

Figura 24. Esquema del reactor secuencial de batch propuesto como tratamiento biológico para el HRCP.

Por otro lado, se tiene el diseño del sistema de aireación, el cual consiste en aireadores de tipo difusor de discos de membrana, en conjunto con un soplador. Los discos se ubicarían en el fondo del reactor, distribuidos en dos hileras paralelas para abarcar la totalidad del tanque. Este, además, debe estar provisto de una turbina para el mezclado sin aireación de las aguas residuales.

Tabla 23. Diseño del sistema de aireación de la planta de tratamiento de aguas residuales del HRCP

Nombre	Parámetro	Unidades	Resultado	Referencia
Concentración de saturación de OD	$C_{\alpha,20}$	mg L ⁻¹	10,50	Ec. 46
Relación de presiones	P_b/P_a	-	0,83	Ec. 47
Caudal de aire por disco	G	m ³ h ⁻¹	8,59	Ec. 48
Eficiencia de transferencia O ₂	SOTR	kg h ⁻¹	38,24	Ec. 49
Flujo de aire del soplador	Q_s	m ³ h ⁻¹	1 108,55	Ec. 50
Número de discos	N_d	discos	128	Ec. 51
Espaciamiento entre difusores	s	m	0,05	Ec. 52
Potencia del soplador	P_s	kW	21,23	Ec. 53
Nivel de potencia	NP	W m ⁻³	347,44	Ec. 54
Suministro de aire volumétrico	Q_v	L min ⁻¹ m ⁻³	302,42	Ec. 55
Capacidad real de transferencia de O ₂	N_t	kg O ₂ kW ⁻¹ h ⁻¹	0,40	Ec. 56

El caudal de aire se determinó a partir de la ficha técnica de discos marca Jäger, modelo HD 340, los cuales son comercializados en Costa Rica por la empresa GTWE S.R.L. Estos presentan una eficiencia de transferencia de 15 %. Así, a partir de la transferencia de O₂ calculada para el difusor, se requerirá 128 discos para ambos reactores; es decir, 64 discos por reactor. La eficiencia de transferencia de O₂ del sistema se calculó en 38,24 kg O₂ h⁻¹. El soplador deberá tener una potencia total de 21 kW, entregando alrededor de 0,40 kg O₂ kW⁻¹ h⁻¹. Se calculó adicionalmente el consumo energético tanto del sistema de aireación como del de mezclado. Este último se consideró a partir de Tchobanoglous et al. (2014), que establece que los mezcladores de alta potencia consumen 0,008 kW m⁻³ de agua residual por tratar. Así, considerando el caudal mensual y el periodo de mezclado (i.e. 1 h ciclo⁻¹), se calculó el consumo energético por mezclado. A su vez, se calculó el consumo energético mensual, considerando el periodo de aireación (i.e. 2 h ciclo⁻¹ reactor⁻¹). El cálculo se muestra en la Ec. 76:

$$\begin{aligned}
\text{Consumo total (kWh)} &= \text{Consumo mezclado} + \text{Consumo aireación} \\
&= (0,008 \text{ kW m}^{-3} \cdot 2\,934 \text{ m}^3 \cdot 8 \text{ h}_{\text{mezclado}} \text{ d}^{-1} \cdot 30 \text{ d mes}^{-1}) \\
&\quad + (21,23 \text{ kW} \cdot 16 \text{ h}_{\text{aireación}} \text{ d}^{-1} \cdot 30 \text{ d mes}^{-1}) = \sim 15\,830 \text{ kWh mes}^{-1} \quad \text{Ec. 76}
\end{aligned}$$

4.3.5. Tratamiento de lodos

Para el tratamiento de lodos se optó por un sistema de estabilización por medio de digestión aerobia, así como deshidratación por medio de un filtro de banda. Se diseñó el sistema de acuerdo con los valores recomendados por Tchobanoglous et al. (2014) para lodos de desecho de lodos activados.

Tabla 24. Diseño del digestor aerobio de lodos de desecho de la PTAR del HRCP

Nombre	Parámetro	Unidades	Resultado	Referencia
Caudal de lodos	Q_L	$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$	0,70	Ec. 57
Masa total de SSV producida	X_{SSV}	kg	5,50	Ec. 58
Masa de SSV reducida	M_{SSVR}	kg	2,47	Ec. 59
Requerimiento de O_2	R_{OT}	$\text{kg } O_2 \text{ d}^{-1}$	5,69	Ec. 60
Volumen de tanque	V	m^3	20,37	Ec. 61
Caudal de aire	Q_A	$\text{m}^3 \text{ h}^{-1}$	5,66	Ec. 62
Caudal de lodo a disponer	Q_{LD}	$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$	0,30	Ec. 63
Aire requerido	q	$\text{m}^3 \text{ min}^{-1} \text{ m}^{-3}$	0,005	Ec. 64

El caudal calculado, a partir de la producción de lodos en el RSB y la concentración teórica de sólidos en los lodos es de $0,70 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Por su parte, para la estabilización del lodo por medio de aireación por difusión, el requerimiento calculado en temperatura máxima es mayor que en el caso de la temperatura mínima (i.e. $26 \text{ }^\circ\text{C}$ versus $16 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivamente), con lo cual se escogió la temperatura máxima para modelar el resto de los componentes del sistema. El volumen del reactor se calculó en $20,37 \text{ m}^3$, para una profundidad y radio de 2,0 y 1,6 m, respectivamente. Finalmente, se desecharán $0,30 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, y el aire requerido por unidad se determinó finalmente en 0,02 como el valor óptimo³⁹.

³⁹Tchobanoglous et al. (2014) sugieren valores de q entre 0,02 y 0,04 para asegurar un mezclado y aireación efectivos dentro del sistema, por lo que, para efectos del diseño, se seleccionó 0,02 como valor ideal, en vez del 0,005 calculado.

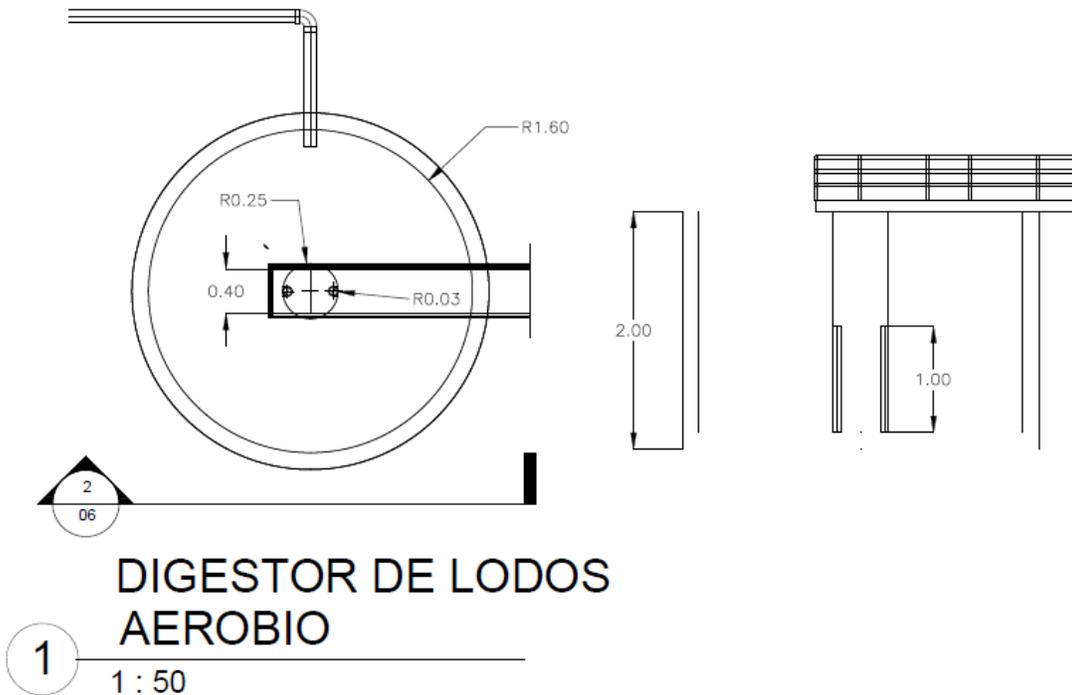


Figura 25. Esquema del digester aerobio de lodos de la PTAR del HRCP.

El consumo eléctrico del sistema está dado por la Ec. 77. Se asume que el mezclado mecánico de los lodos requiere $0,04 \text{ kW m}^{-3}$, de acuerdo con Tchobanoglous et al. (2014).

$$\begin{aligned} \text{Consumo (kWh)} &= (0,04 \text{ kW m}^{-3} \cdot 0,70 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1} \cdot 24 \text{ h} \cdot 30 \text{ d mes}^{-1}) \\ &= 609 \text{ kWh mes}^{-1} \quad \text{Ec. 77} \end{aligned}$$

Para el sistema de deshidratación se recomienda la implementación de un filtro de banda. Se propone el filtro de banda marca Omega, modelo 100060 SC, el cual es comercializado por GTWE S.R.L. Este modelo se adapta a las condiciones de generación de lodos, del presente diseño. Posee un ancho de banda de 0,60 m y es capaz de procesar hasta $3 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ de lodos, un valor por encima del caudal de procesamiento del presente diseño, el cual corresponde al caudal de salida del digester aerobio.

4.3.6. Humedal artificial

Como sistema de tratamiento terciario, para la remoción tanto de fósforo como de algunos CE presentes en las aguas residuales del HRCP, se optó por el diseño de un humedal artificial de tipo subsuperficial horizontal que recibiría el efluente del RSB previamente nitrificado y desnitrificado. Este se ubicaría en el terreno baldío que posee el HRCP contiguo al sitio donde se ubicará el RSB (ver figura 18). Al ubicarse a una menor altitud que el RSB, el agua decantada desde el RSB se conduciría, por gravedad, al afluente del HA. El diseño de este sistema responde a las condiciones de carga hidráulica y contaminante de la salida del RSB. Este tiene el objetivo de mejorar aún más la calidad del efluente hospitalario. El TRH se fijó previamente como 4,0 d (ver tabla 6).

Tabla 25. Diseño del humedal artificial subsuperficial horizontal del HRCP

Nombre	Parámetro	Unidades	Resultado	Referencia
Largo	L_h	m	40,73	Ec. 65
Ancho	a_h	m	12,22	Ec. 65
Volumen HA	V_h	m^3	391,00	Ec. 66
Área superficial	A_s	m^2	488,75	Ec. 67
Carga superficial	C_s	$m^3 m^{-2} d^{-1}$	0,20	Ec. 68
Área transversal	A_t	m^2	9,78	Ec. 69

El diseño del HA para el hospital en estudio es relativamente sencillo: bastó definir algunos parámetros como la profundidad del sustrato, ancho del humedal y tiempo de retención para la determinación de las demás dimensiones. El caudal de entrada es equivalente al de salida del RSB. Para su construcción se deberá excavar $391 m^3$ de tierra, con las dimensiones indicadas. Se deberá colocar una geomembrana en la base para evitar la infiltración del contenido; arriba, una capa de piedra y otra más larga de grava, que constituye el sustrato del sistema. El humedal deberá plantarse con especies del género *Typha*, las cuales son propias de los sistemas subsuperficiales (Idris et al., 2010).

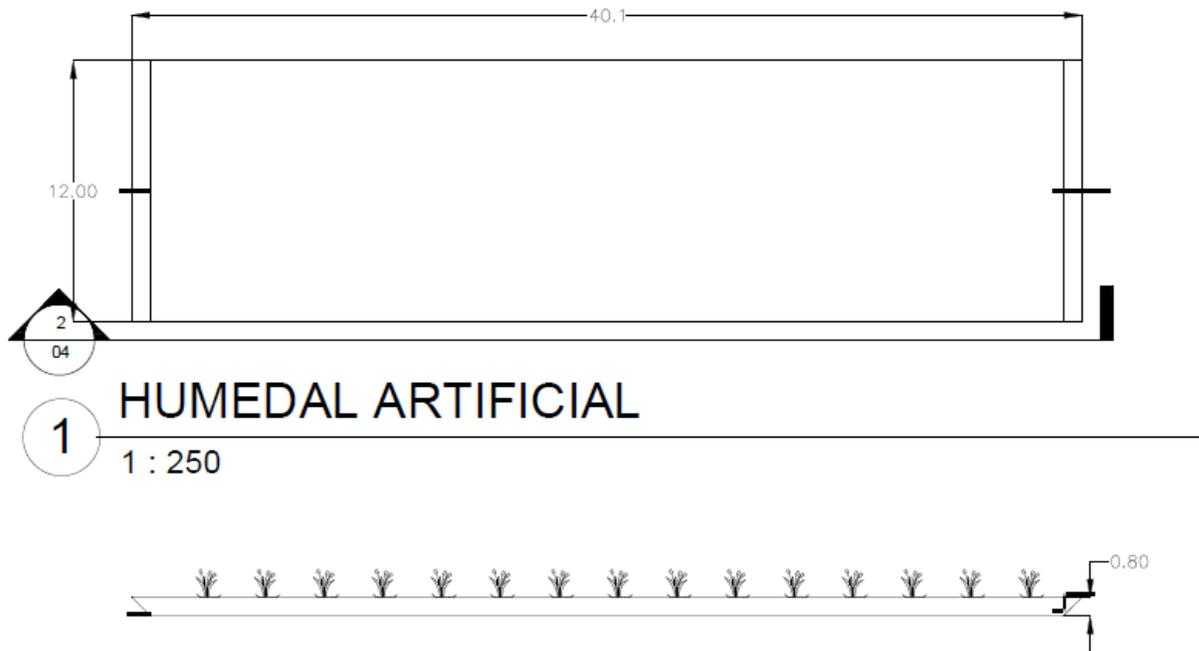


Figura 26. Esquema del humedal artificial propuesto como sistema de tratamiento terciario para el HRCP.

Así, se fijó una profundidad de 0,8 m del sustrato y un ancho de 12 m, lo cual implica, entonces, que el humedal deberá tener un volumen de 391 m^3 , para contener el efluente del RSB por 4,0 d: el tiempo de retención escogido para el presente diseño. A partir del volumen y las dimensiones de ancho y profundidad, se estableció el largo del humedal que sería de 40,7 m. El área superficial, a su vez, sería de 489 m^2 ; la transversal, de $9,78 \text{ m}^2$, en tanto que la carga superficial se calculó en $0,20 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Por último, el sustrato para el humedal deberá ser grava media, la cual tiene una porosidad aproximada de 40 % para un tamaño nominal de 32 mm (Romero, 2010).

4.3.7. Sistema de cloración

Tras atravesar el humedal artificial, el agua tratada deberá ser sometida a un proceso de desinfección por cloración. En este, tras un tiempo de retención y una concentración determinada de cloro en el agua, se busca eliminar la mayor cantidad posible de microorganismos potencialmente patógenos. En la tabla 26 se muestran los resultados del diseño del sistema:

Tabla 26. Diseño del sistema de cloración por contacto del HRCP

Nombre	Parámetro	Unidades	Resultado	Referencia
Número de Reynolds	N_R	-	1 627,83	Ec. 70
Coefficiente de dispersión	D	$m^2 s^{-1}$	0,00068	Ec. 71
Número dispersión	d	-	0,024	Ec. 72
Longitud del tanque	L	m	12,22	Ec. 73
Concentración de Cl en tanque	C_{Cl}	$mg L^{-1}$	5,0	-

El tiempo de retención deberá ser de 90 min. Las dimensiones son de 0,6 m de ancho y 1,0 m de profundidad, para una longitud de 12,22 m. Se respetó la relación 20:1 que debe existir en tanques de cloración (Tchobanoglous et al., 2014). El caudal de diseño sería el de salida del HA, en tanto que se trabajó con un caudal pico equivalente a un 20 % adicional del de diseño. Este caudal pico es el que determina las condiciones de desinfección dentro del reactor. También se fijaron dos estaciones y tres pantallas, para un área total de canal de 0,60 m².

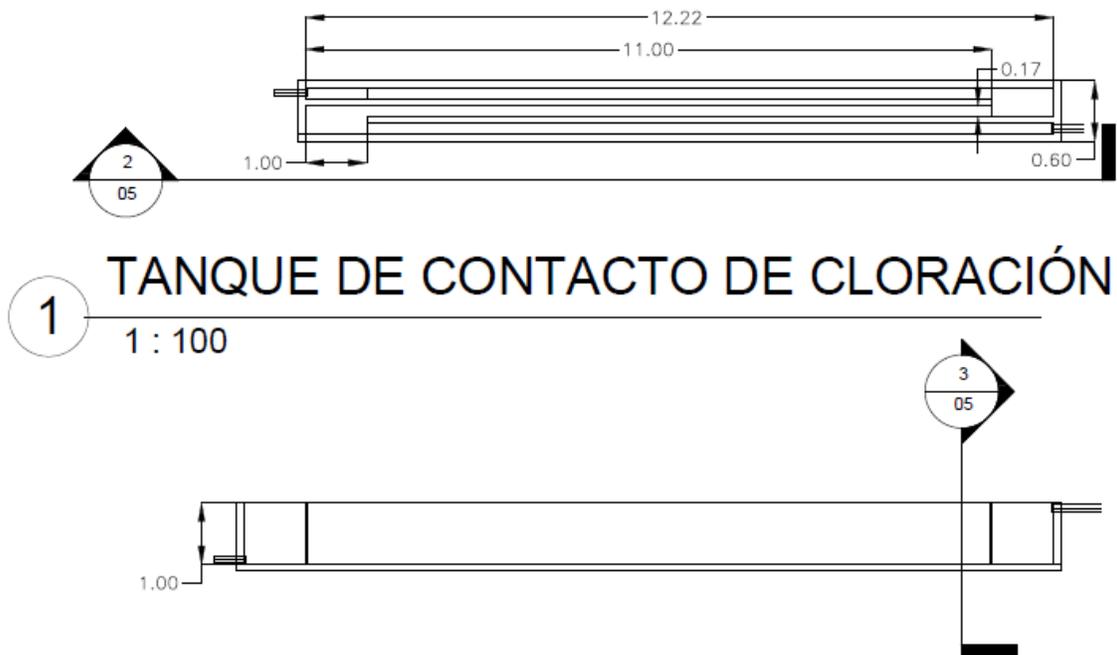


Figura 27. Esquema de la estación de cloración propuesta para el HRCP.

Las pastillas de hipoclorito de calcio que se deberán añadir manualmente al sistema deberán asegurar una concentración de cloro de 5,0 mg L⁻¹.

4.3.8. Costos de operación

Los costos de operación se determinaron a partir del consumo de energía eléctrica asociado a la operación de los sistemas de aireación del RSB y el digestor de lodos (ver Ec. 76 y 77). Se debe considerar que al HRCP le aplica la tarifa comercial de la Compañía Nacional de Fuerza y Luz.

Tabla 27. Costos de operación asociados a los sistemas de aireación de la PTAR del HRCP⁴⁰.

Parámetro	Consumo total (kWh)	Tarifa unitaria	Tarifa total
Energía		₡ 75,26	₡ 1 237 203
Tributo a bomberos		1,13 %	₡ 13 980
Alumbrado público	16 439	₡ 3,51	₡ 57 701
Impuesto al valor agregado		13 %	₡ 160 836
Subtotal			₡ 1 469 721

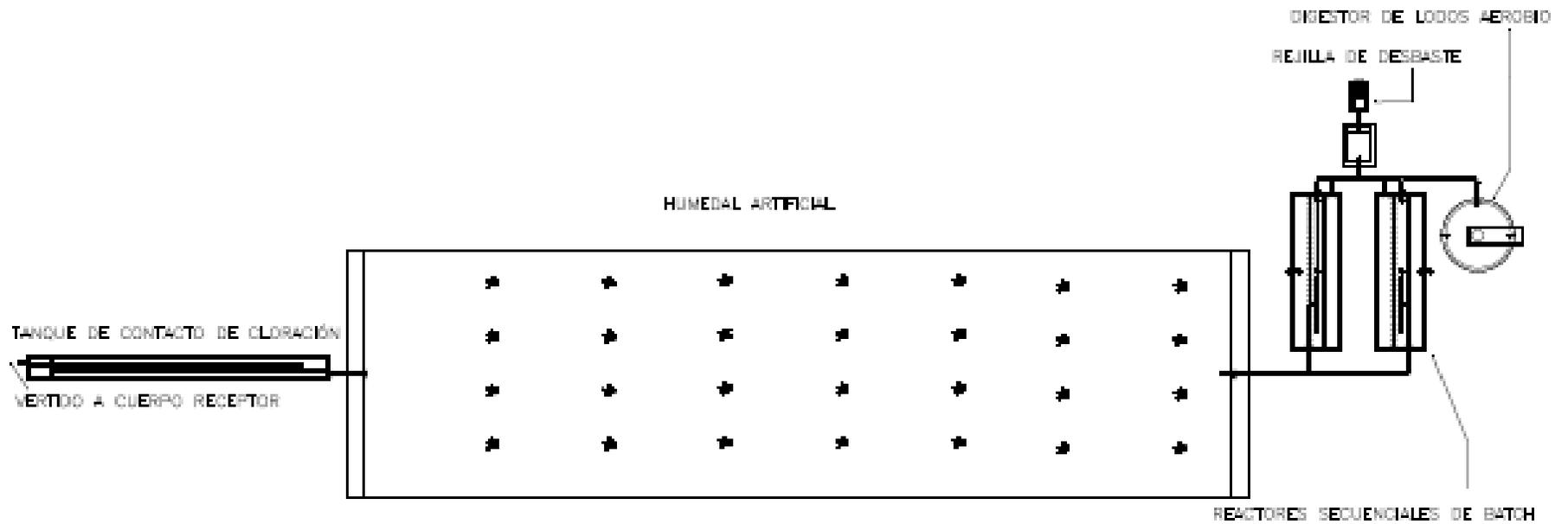
Así, se tiene que los costos de operación del sistema ascienden a aproximadamente ₡ 1 500 000 mensuales, por concepto de la aireación de los reactores biológicos y el digestor aerobio de lodos.

4.3.9. Requerimiento de personal

Para la operación de la PTAR, se estima que debe haber, al menos, un operador encargado del mantenimiento y control del sistema, especialmente de los RSB. Se confirmó que existe disponibilidad y buena disposición por parte de los funcionarios del área de Mantenimiento, para llevar a cabo estas labores. Estas consisten, principalmente, en la limpieza de las rejillas y trampa de grasas; mediciones periódicas de OD, pH, temperatura y otros parámetros básicos dentro de los reactores RSB, así como el control de su funcionamiento; supervisión del proceso de deshidratación de lodos; monitoreo del estado del HA, y la adición de las pastillas de cloro en el tanque de contacto.

Finalmente, se presenta el diseño completo de la planta de tratamiento de aguas residuales del HRCP. En este caso se muestra el esquema de la PTAR considerando todos los componentes del sistema.

⁴⁰ Tarifas vigentes a partir del 1 de julio de 2019.



PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DEL HOSPITAL ROBERTO CHACÓN PAUT

1

1 : 250

Figura 28. Esquema de la configuración completa de la PTAR del HRCP.

5. DISCUSIÓN

5.1. Caracterización de las fuentes de emisión

De la caracterización de los procesos operativos, se obtuvo que no se emplean sustancias críticas que pudieran representar un problema para el STAR. Así, se determinó que no se utilizan, por ejemplo, fenoles, medios de contraste, metales pesados, marcadores radiactivos o drogas citostáticas, los cuales sí son productos de uso común en hospitales generales (Verlicchi et al., 2013a). Los detergentes empleados son los mismos que los de uso doméstico; los reactivos de laboratorio, por su parte, se desechan en cantidades sumamente bajas, con lo cual ninguno de los dos casos representaría un peligro para la microfauna del sistema biológico. Otras sustancias desinfectantes sí alcanzan los sistemas de colección de aguas residuales, especialmente cuando se lavan los pisos o patios. En este sentido, sí se debe prestar atención a la cantidad empleada de estos productos; optar por desinfectantes biodegradables podría ser una opción viable.

En cuanto a la caracterización de las fuentes de emisión, se inició por los caudales de aguas residuales. El comportamiento es homogéneo en términos generales, aunque fluctuante en periodos cortos de tiempo. TSG recibe las aguas residuales de la mayoría de los procesos operativos del HRCP, con lo cual es esperable que sea el punto donde más varían los caudales, pues depende de en qué medida se esté consumiendo agua en cada área. En ARN y ARR, al depender de una sola fuente de generación, las variaciones son menores. De los resultados obtenidos tanto en las mediciones preliminares (ver figura 11), como durante el programa de muestreo (ver figura 12) y las lecturas del medidor de agua potable (ver figura 14), se determinó que la mayor generación ocurre en horas de la mañana, cuando se baña a los pacientes, se inician las labores de limpieza y, en general, se utilizan con mayor frecuencia los servicios sanitarios; todas estas aguas residuales llegan únicamente a TSG. La mayor generación de aguas residuales en el día se debe también al hecho de que este turno es el que agrupa un mayor número de funcionarios; aproximadamente 100, según indicó la Dirección del HRCP en uno de los cuestionarios aplicados. Existe una proporción aproximada de 2:1 entre el total de funcionarios del hospital y el número de pacientes internados permanentemente. En los turnos de la tarde y noche laboran aproximadamente 60 y 40 funcionarios, respectivamente. Así, también era esperable que durante estos periodos se tuviera una menor generación de aguas residuales.

En el caso de ARN, el área trabaja hasta las 10:00 p.m., aunque las horas de mayor generación de aguas residuales son también las horas de la media mañana, en que se preparan los alimentos del

almuerzo y la tarde, y, además, se lava los utensilios. Asimismo, la hora de la 1:00 p.m. se considera crítica, pues se lavan los utensilios utilizados durante la hora de almuerzo, la más concurrida.

Se decidió trabajar con el promedio de los caudales obtenidos para todas las mediciones, pues los resultados son similares entre sí, lo cual hace del uso de la media aritmética un valor confiable y cercano a la realidad. En ARR, los caudales de generación son aún más constantes; el hecho de que los volúmenes descargados provengan de equipos con capacidades determinadas, y, además, en un área con un horario y frecuencia de lavado muy bien definidos, permite aproximar con certeza el volumen diario de aguas residuales generadas.

Con respecto a la caracterización fisicoquímica, las aguas residuales presentan valores de pH y temperatura normales (Romero, 2010); el pH se sitúa, para la fuente más importante, en torno a valores neutros (i.e. 7,0), mientras que ARN y ARR obtuvieron valores más básicos (i.e. 8,0 – 10,0), probablemente por el uso intensivo de jabones y detergentes. La temperatura es, en todos los casos, de ambiente. En ARR, las concentraciones de Cl libre son bajas, lo cual indica que prácticamente todo el cloro empleado se combina con la carga contaminante de la ropería.

Las aguas residuales de las dos fuentes que aportan una mayor carga orgánica (i.e. TSG y ARN) tienen un grado de biodegradabilidad elevado, en torno al 60 %. A pesar de que los valores de DBO y DQO en TSG coinciden con los rangos reportados por Verlicchi et al. (2013a) para ARH (150 – 603 mg L⁻¹ y 450 – 2 300 mg L⁻¹, respectivamente), estos se asemejan también, e incluso más, a los rangos que reportan los mismos autores para efluentes urbanos: 100 – 400 mg L⁻¹ y 500 – 600 mg L⁻¹ para DBO y DQO, respectivamente. Las relaciones DBO/DQO reportadas por los mismos autores se sitúan en un rango de 0,15 – 0,71. En ARR, la relación es mucho menor, como cabría esperar debido al uso de grandes cantidades de detergentes que aportan una carga orgánica no biodegradable (Romero, 2010). Manouchehri y Kargari (2017) reportan concentraciones de DBO y DQO de 44 – 150 y 477 – 876 mg L⁻¹, respectivamente, para lavanderías hospitalarias. Los resultados obtenidos en ARR coinciden con estos rangos, aunque los de DQO son menores en el HRCP. Es importante destacar que, pese a la escasa relación de biodegradabilidad, no se esperaría que esto afecte significativamente la actividad de la biomasa microbiana del STAR. Al fin y al cabo, constituye la fuente de emisión menos importante en cuanto a caudal de generación y carga orgánica.

Los SST presentan concentraciones relativamente bajas, teniendo en consideración que se trata de aguas residuales crudas. En TSG se reportan las concentraciones más elevadas de los tres puntos, debido, nuevamente, a que recoge las aguas residuales de prácticamente todo el hospital; la mayor

carga de aguas negras explica la mayor presencia de este contaminante. Estos efluentes poseen una carga elevada de material suspendido: Devi (2013) reporta concentraciones $> 340 \text{ mg L}^{-1}$ para aguas residuales domésticas. Además, si se comparan los resultados obtenidos con los rangos reportados por Verlicchi et al. (2013a), tanto en ARH como urbanas ($120 - 400 \text{ mg L}^{-1}$ y $120 - 350 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente), los valores del HRCP se ajustan, si bien en algunos casos, principalmente en ARN y ARR, las concentraciones se sitúan por debajo del límite inferior. En ARR, se tienen las concentraciones más bajas de todos los puntos; las aguas residuales son mucho más claras. Los SST presentes tienen su origen en los pocos restos de suciedad que contiene la ropería.

Los nutrientes, si bien no están incluidos dentro de los parámetros por determinar según el Decreto 33601-MINAE-S para ARH, resultan de suma importancia para el diseño de STAR biológicos, debido a los requerimientos nutricionales de los microorganismos (Romero, 2010). TSG es el punto donde se obtuvieron las mayores concentraciones de N y P. Esto era esperable, debido a que las excretas contienen una carga elevada de nitrógeno, en forma de urea y N orgánico (Tchobanoglous et al., 2014). Es probable que la mayor fuente de emisión de N provenga de las aguas negras. La presencia de P también es significativa, pues las aguas residuales contienen fósforo en su forma inorgánica (i.e. orto y polifosfatos), derivado principalmente del uso de detergentes comunes, incluidos jabones de baño y pastas de dientes; o bien enlazado a moléculas orgánicas, en cuyo caso procede de las excretas (Hernández, 2015). La presencia considerable de N y P en ARN se debe a que los alimentos también contienen estos elementos. En ARR, por su parte, los resultados fueron altamente variables. La presencia de N y P podría deberse al hecho de que los pacientes del hospital normalmente excretan sobre la ropa y las sábanas, según indicó el personal de esta área. Así, algunos restos de las excreciones se liberan por medio de las aguas residuales. La baja presencia de P en este punto sugiere que la presencia de fosfatos en los detergentes es poco significativa; es más probable que el fósforo provenga, al igual que el N, de las excreciones y demás suciedades de origen orgánico que presenta la ropería.

Además, se calculó la relación DBO/N/P, que resulta fundamental para el diseño de STAR. La relación 100/5/1 constituye una proporción apropiada para mantener las condiciones nutricionales ideales para los microorganismos en sistemas biológicos (Romero, 2010). Para el caso del HRCP, en todos los puntos existe una deficiencia de DBO con respecto a N y P. Esto, sin embargo, no debería influir significativamente sobre la relación total para el afluente del sistema. Más aún, no se considera que el exceso de nutrientes sea un limitante, como sí lo sería la deficiencia; esta última es común en aguas residuales industriales (Tchobanoglous et al., 2014).

En el caso de SAAM, las concentraciones más altas se obtuvieron en ARN, lo que se explica por el uso intensivo de jabones para el lavado de la cubertería y demás implementos utilizados en cocinas y comedores. En TSG, a su vez, las concentraciones son sumamente bajas, por debajo de 1 mg L^{-1} en casi todas las muestras; dado el elevado consumo de agua y la generación de aguas residuales, es probable que los tensoactivos se diluyan hasta alcanzar estas concentraciones. En ARR, donde se esperaría que las concentraciones fuesen significativamente mayores, se obtuvieron concentraciones bajas; varias muestras presentaron concentraciones $< 1 \text{ mg L}^{-1}$, igual que en TSG. Esto puede deberse, nuevamente, a fenómenos de dilución que ocurren por el uso de ingentes cantidades de agua en relación con el uso de detergentes.

En cuanto a GyA, se evidencia una elevada presencia en los dos puntos analizados. En TSG, las concentraciones son altamente variables, incluso para los periodos del día de una misma muestra. Probablemente, esto tienen su origen en las aguas negras producidas, cuyo contenido de GyA depende en gran medida de la dieta de la población estudiada (Romero, 2010). En el hospital se utilizan menús característicos de dietas hospitalarias, por lo que el alto contenido de este contaminante podría ser aportado, en mayor medida, por las aguas residuales generadas por los funcionarios, cuyos hábitos alimenticios son inciertos. Otra posible razón es que los funcionarios lavasen sus tazas de almuerzo en los baños o sus áreas de trabajo, arrastrando restos de GyA en las aguas residuales. Mientras tanto, en ARN las concentraciones elevadas se deben a que el mantenimiento de las trampas de aceite de las cocinas no es el apropiado; algunas se limpian con una frecuencia de hasta 15 días, cuando lo ideal es hacerlo a diario, dada la alta producción de alimentos. En este punto, el comportamiento del contaminante es más homogéneo; la mayor presencia se encontró en la tarde, probablemente a causa del lavado de vajillas, posterior a la hora de almuerzo.

Las concentraciones de fenoles son sumamente bajas. Esto se debe a que no se emplean productos de limpieza o reactivos a base de fenoles, los cuales sí son de uso común en hospitales generales (Oliveira et al., 2018). Aun así, este tipo de compuestos se pueden formar en aguas residuales que poseen cargas elevadas de fármacos. Hay algunos principios activos que contienen al fenol como grupo funcional, como es el caso del paracetamol (Cairns, 2012), uno de los fármacos de consumo común en el HRCP y entre la población en general, debido a su fácil acceso (Spongberg et al., 2011). Su metabolito se halló en una de las muestras analizadas (ver tabla 17). Los hospitales psiquiátricos constituyen fuentes críticas de emisión de drogas psiquiátricas (Yuan et al., 2013). Así, se podría establecer una relación entre las concentraciones, aunque bajas, de fenoles encontradas en TSG, y el elevado consumo de fármacos del HRCP.

En lo que refiere a los metales pesados, se observa que los más abundantes corresponden a Zn, Mn y Cu, los cuales están relacionados con las aguas negras, siendo común su presencia en aguas residuales urbanas (Tchobanoglous et al., 2014). Además, son minerales que se encuentran en los alimentos de las dietas de hospitales (Moreira et al., 2014). Otros metales cuantificados fueron Ag, Pb, Ni y Hg, aunque todos se determinaron en concentraciones sumamente bajas, de $< 10 \mu\text{g L}^{-1}$. Si se comparan con los valores de referencia de la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2006) para agua potable, el Pb presenta valores altos, cercanos al valor límite de $10 \mu\text{g L}^{-1}$; el Ni se encuentra en un límite mucho menor. En México, Pérez-Álvarez et al. (2018) reportan concentraciones más altas para metales como As, Cu, Cr, Cd, Pb, Hg, Ni y Zn (del orden de decenas y centenas de $\mu\text{g L}^{-1}$); aunque, en este caso, se estudió el caso de un hospital general. Para efectos del diseño, se determina que la presencia de metales pesados es insignificante, siendo innecesario incorporar un método de depuración orientado a su remoción.

En el caso de los parámetros microbiológicos, las concentraciones de CF en TSG son las más elevadas [i.e. $10^6 - 10^8 \text{ NMP (100 mL)}^{-1}$], algo que cabría esperar, teniendo en cuenta que se trata de la entrada al tanque séptico del hospital. ARN también presenta concentraciones altas de hasta $10^5 \text{ NMP (100 mL)}^{-1}$. La presencia abundante de CF sugiere que podría haber infiltraciones de aguas negras. Tanto en ARN como en TSG se obtuvieron las cargas más elevadas en la mañana, momento que, además, es el de mayor generación. En ARR, también se evidenció la presencia de CF; el uso de detergentes y desinfectantes no parece ser suficiente para eliminar al 100 % la carga microbiológica. Es común que las prendas contengan excreciones de los pacientes, lo que explicaría la presencia de microorganismos fecales. Es de notar la amplia diferencia que existe entre los caudales valle y pico (ver tabla 16); la mayor carga en caudales valle podría deberse a los fenómenos de dilución de CF por caudales elevados, como sugieren Carraro et al. (2016). Con respecto a la presencia de nematodos, solo una muestra detectó presencia. Este es un parámetro por considerar en caso de reutilización del efluente, de acuerdo con el Decreto 33601-MINAE-S.

Por último, se pudo detectar la presencia de ciertos contaminantes emergentes. En lo que respecta a los fármacos, era esperable encontrarlos, debido al elevado consumo y el amplio marco de literatura que ha demostrado su presencia en efluentes hospitalarios (Carraro et al., 2016; Mendoza et al., 2015; Oliveira et al., 2018; Verlicchi et al., 2010, 2013a). Se encontraron pocas sustancias, considerando el elevado y variado consumo de fármacos en el HRCP. Sin embargo, se debe tener en cuenta que solo se realizó el análisis por GC-MS; es probable que mediante cromatografía líquida se hubieran detectado otras sustancias, sobre todo aquellas de naturaleza polar, como son la mayoría de

los fármacos (Buttiglieri y Knepper, 2008). También es probable que en el momento de tomar las muestras no se estuvieran generando aguas negras, o bien pudieran ocurrir procesos de dilución hasta niveles no detectables por los equipos. Las muestras no se tomaron por periodos extensos, siendo escaso también el número. En cualquier caso, es un hecho que los hospitales psiquiátricos constituyen una fuente severa de emisión de CE (Escher et al., 2011; Xiang et al., 2018; Yuan et al., 2013).

En Costa Rica, Spongberg et al. (2011) encontraron tanto gemfibrozil como carbamazepina en numerosas muestras en PTAR y cuerpos de agua. Causanilles et al. (2017) realizaron un barrido cromatográfico para evaluar la presencia de distintas sustancias en los afluentes de PTAR de Liberia y Puntarenas, y también hallaron presencia de gemfibrozil. La presencia de drogas psiquiátricas en ambientes acuáticos constituye un riesgo ambiental alto, debido a su elevada persistencia (Calisto y Esteves 2009). Algunos modelos han estimado que hasta el 79 % de la carbamazepina emitida al medioambiente logra llegar al mar, debido a su estabilidad (Oldenkamp et al., 2019). Los fármacos han demostrado estar presentes incluso en áreas protegidas, en distintos niveles de la cadena trófica, propiciando una elevada exposición en ciertas especies. Algunos individuos incluso transfieren los contaminantes al ecosistema durante sus fases de crecimiento (Richmond et al., 2018).

Otras sustancias, como los ingredientes de productos de cuidado personal, también se hallaron. El uso generalizado de estos productos y su escasa biodegradabilidad así lo explican (Molins-Delgado et al., 2015). Se han encontrado, por ejemplo, trazas de aromas sintéticos o ingredientes de filtros solares en una gran cantidad de matrices, incluidos cuerpos de agua, vegetación e incluso leche humana (Castillo, 2016). Por su parte, la cafeína fue uno de los CE más abundante de todos los encontrados en el HRCP, lo cual es normal, considerando el elevado consumo de esta bebida. La cafeína se ha encontrado también en otras ARH (Oliveira et al., 2015). No obstante, es un CE poco relevante; este se degrada fácilmente incluso en los tanques sépticos (Yang et al., 2016).

5.2. Contraste con ARH reportadas en la literatura

Se compararon los resultados de los parámetros analizados para esta investigación, y los resultados de otros trabajos similares en ARH. Es de notar que las investigaciones realizadas en el país tienen ya varios años; sin embargo, son las únicas que han abordado las ARH. Las de otros países son más recientes, aunque podrían no ser del todo comparables. La incidencia de CE se ve influida por una serie de factores que incluyen procesos y departamentos, sustancias químicas empleadas, consumo de agua, hábitos de disposición de desechos líquidos, entre otros (Verlicchi et al., 2013a).

Tabla 28. Comparación entre los resultados de la caracterización fisicoquímica y microbiológica de la presente investigación con respecto a otros trabajos en ARH

Punto de muestreo	TSG (HRCP)	ARN (HRCP)	ARR (HRCP)	Monseñor Sanabria (Costa Rica) ⁴¹	Hospital psiquiátrico (Francia) ⁴²	Literatura ⁴³
Parámetro (unidades)						
DBO ₅ ²⁰ (mg O ₂ L ⁻¹)	157 - 720	125 - 564	9 - 343	136 - 315	N.Ind.	16 - 2 295
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	352 - 901	206 - 1 168	31 - 429	532 - 820	43 - 45	39 - 7 764
SST (mg L ⁻¹)	95 - 169	6 - 215	11 - 92	193 - 316	2,9 - 9,6	116 - 3 260
GyA (mg L ⁻¹)	11,3 - 121,4	44,8 - 69,8	-	11 - 24	N.Ind.	50 - 210
N (mg L ⁻¹)	47 - 67	4 - 23	0,5 - 11	2,1 - 28,0	3,3 - 8,7	60 - 230
P (mg L ⁻¹)	7 - 12,5	9 - 13	0,48 - 5,29	2,6 - 6,0	2,5 - 4,6	6 - 19 ⁴⁴
Fenoles (mg L ⁻¹)	0,02 - 0,1	-	N. D	N.Ind.	N.Ind.	N.Ind.
Hg (µg L ⁻¹)	0,03 - 0,82	-	-	N.Ind.	N.Ind.	0,3 - 8
Ag (µg L ⁻¹)	N.D - 7,81	-	-	N.Ind.	N.Ind.	1,5 - 4,4 · 10 ⁵
Pb (µg L ⁻¹)	0,7 - 9,0	-	-	10 - 150	N.Ind.	3 - 19
Cu (µg L ⁻¹)	4,2 - 43,6	-	-	170 - 1400	N.Ind.	50 - 230
Cd (µg L ⁻¹)	N.D - De	-	-	0,6 - 2,0	N.Ind.	N.Ind.
Zn (µg L ⁻¹)	39,2 - 115	-	-	N.Ind.	N.Ind.	70 - 670
Mn (µg L ⁻¹)	10,2 - 36,7	-	-	40 - 260	N.Ind.	N.Ind.
CF [NMP (100 mL) ⁻¹]	10 ⁶ - 2,7 · 10 ⁸	680 - 5 · 10 ⁵	0 - 680	N.Ind.	N.Ind.	10 ³ - 10 ⁴

Las condiciones de los dos hospitales psiquiátricos analizados no son comparables: en el hospital francés se caracterizó el efluente de la PTAR. Nótese la gran diferencia en DBO, DQO, N total y SST, siendo significativamente mayores los valores reportados para el HRCP; esto es esperable, al haberse caracterizado las aguas residuales crudas. El P total es el único parámetro que presenta concentraciones similares. Los metales son dispares entre el HRCP y la literatura, siendo, en este último caso, más abundantes. Se debe considerar que se suele estudiar los hospitales generales, en los cuales hay procesos que no existen en hospitales psiquiátricos. Es por ello que las concentraciones de metales reportadas son mayores en la literatura. También es de notar la diferencia en las concentraciones de CF obtenidas con las de la literatura, siendo hasta 10⁴ veces mayor en el HRCP.

⁴¹ Adaptado de Rodríguez (2002).

⁴² Adaptado de Mazzitelli et al. (2018).

⁴³ Adaptado de Oliveira et al. (2018).

⁴⁴ Reportado como fosfatos, no como P total.

En Costa Rica, se observan similitudes en algunos parámetros, como DBO, DQO y nutrientes, siendo mayores los resultados del HRCP. Los SST son más abundantes en el Hospital Monseñor Sanabria. Lo mismo ocurre con los metales; obsérvese la abundancia de Cu, Mn y Pb. Al tratarse de un hospital general, existen numerosos procesos y productos que no se tienen en hospitales psiquiátricos (i.e. Rayos X, resonancia magnética, quimioterapia, desinfectantes y esterilizantes, entre otros), lo cual contribuye a incrementar la carga de metales liberada (Goullé et al., 2012).

En la literatura también se han reportado metales que no son regulados por la normativa nacional, a pesar de haberse encontrado en ARH. Es el caso del platino y gadolinio, los cuales provienen de procesos de quimioterapia y resonancia magnética, respectivamente (Oliveira et al., 2018). Estos metales son excretados por el organismo, por lo que son liberados en las ARH. Las PTAR convencionales no logran removerlos de forma efectiva, lo que resulta en la descarga de varias decenas de kg de estos metales al medioambiente (Goullé et al., 2012; Kümmerer y Helmers, 2000).

5.3. Requerimientos del STAR

Las aguas residuales generadas en el HRCP presentan valores similares a las urbanas, y en general se pueden considerar biodegradables. Esto facilita el diseño del STAR: la presencia de sustancias más complejas, características de las ARH, implicaría la necesidad de implementar métodos de tratamiento químico que conllevarían un aumento de los costos de depuración. Estos favorecen las reacciones necesarias para degradar los contaminantes persistentes, o prepararlos para el tratamiento biológico (Benjamin y Lawler, 2013). Existe una alta variabilidad para las cargas orgánicas (tanto DBO como DQO) obtenidas durante los cinco días de muestreo, en TSG y ARN. Esto debe ser considerado en el diseño del STAR, pues implica que el sistema debe ser capaz de resistir fluctuaciones significativas no solo en la carga hidráulica entrante, sino también en la orgánica.

Con respecto a pH y temperatura, los valores reportados se sitúan en torno a valores normales (i.e. pH neutro y temperatura ambiente), lo cual es clave para el buen funcionamiento de los sistemas RSB (Gerardi, 2010). No será necesario implementar un sistema de neutralización, lo cual incrementaría los costos de operación por el uso sustancias ácidas o básicas. Tampoco habrá que acondicionar el afluente para que cumpla con el rango de temperatura óptima para los microorganismos (i.e. 15 – 30 °C), como reporta el mismo autor.

Otro de los parámetros más relevantes para el diseño son los SST, mediante los cuales se estima la producción de lodos (Tchobanoglous et al., 2014). También inciden sobre los procesos de desinfección y remoción de CE, en la medida en que constituyen una superficie que protege a los microorganismos patógenos del desinfectante y, además, adsorben en su superficie algunos CE (Asthana et al., 2017; Çeçen, 2018). Esto depende, eso sí, de ciertas características específicas de cada molécula, especialmente del coeficiente de partición octanol-agua (Eljarrat et al., 2013). No obstante, no se puede predecir exactamente el potencial de adsorción basándose únicamente en el valor de este parámetro (Çeçen, 2018).

Por otro lado, existe una carga elevada de nutrientes, especialmente de nitrógeno, que deberá ser reducida por el sistema. Los nutrientes juegan un papel crucial en los sistemas biológicos. Como es común en aguas residuales urbanas (Tchobanoglous et al., 2014), existe un exceso de nutrientes con respecto a la DBO, lo cual anula la necesidad de añadirlos a partir de compuestos nitrogenados o fosforados. El sistema debe contemplar la remoción biológica del N, evitando los métodos químicos, pues incrementan los costos de operación por los reactivos requeridos.

Se deben considerar, además, las concentraciones elevadas de GyA reportadas. Su presencia en grandes cantidades es perjudicial para los sistemas biológicos, pues son moléculas orgánicas difícilmente asimilables por la microfauna del STAR, lo cual torna el proceso de depuración menos eficiente (Tchobanoglous et al., 2014). Así, una de las fases del tren de tratamiento deberá ser la remoción de este contaminante, antes de ingresar en el sistema secundario.

Por último, la eliminación de CE representa el mayor reto para el diseño del sistema. Bien es cierto que las PTAR convencionales no están preparadas para la eliminación de estas sustancias (Silva et al., 2015). Aun así, se ha comprobado que es posible reducir significativamente su presencia en el efluente, mediante la combinación de tratamientos secundario y terciario (Li et al., 2014; Rodríguez-Mozaz et al., 2018; Zorita et al., 2009).

Otra opción promisoriosa es la separación de orina, la cual podría ser una herramienta efectiva para controlar la liberación de fármacos desde la fuente (Verlicchi et al., 2013a). No obstante, esta opción no se contempló, debido a que normalmente se reduce la carga másica de fármacos mas no su ecotoxicidad (Escher et al., 2011; Lienert, Bürki y Escher, 2007). Además, hay que considerar que los fármacos lipofílicos, como es el caso de varios psicoactivos, se liberan, en mayor medida, a través de las heces. Esta condición se reportó para el caso de carbamazepina y gemfibrozil (Winker et al., 2008).

5.4. Selección de la tecnología de depuración más factible

En el caso del filtro biológico, *a priori* se presentaba como una tecnología factible. No obstante, requiere sedimentación primaria y homogenización, lo que incrementa significativamente el espacio requerido; en caso de ser mecánico, también los costos operativos, debido al consumo energético. Al ser tan fluctuantes los caudales de generación, es casi seguro que la homogenización es una etapa fundamental (Romero, 2010). Asimismo, el sistema no elimina nutrientes de forma efectiva, lo cual es una desventaja considerable. Este fue exactamente el mismo caso para los biodiscos.

Por otra parte, los BRM también constituían una tecnología factible, en primera instancia. La fiabilidad y potencial de reúso, así como la posibilidad de retención de bacterias y genes de resistencia antibiótica, le conferían viabilidad. No obstante, la complejidad en la operación y los costos de inversión y operación, principalmente energéticos, les restó puntaje. Además, el costo de las membranas suele ser sumamente elevado. Esto ha limitado la expansión del uso de esta tecnología (Fatone, 2010). Es por ello que se descartó de la propuesta, a pesar de ser la segunda tecnología más viable, y quizá la más factible para depurar ARH (Rodríguez-Mozaz et al., 2018).

El RSB, en cambio, es una tecnología que supera las deficiencias que presentan los filtros biológicos y los biodiscos, siendo, además, más económica y fácil de operar que los BRM. Asimismo, presenta una ventaja general con respecto a todos: es un sistema sumamente versátil, por lo que las condiciones de operación pueden ser fácilmente modificables, dependiendo del objetivo. Así, por ejemplo, si durante un periodo se tiene incumplimiento en algún contaminante, las condiciones de alimentación y reacción, así como los TRH y TRS, se pueden modificar, para dar lugar a procesos orientados a su minimización. Esto es especialmente importante para la remoción de CE; se puede modificar la configuración, con el fin de optimizar el contacto entre la biomasa y los contaminantes, inhibiendo los posibles efectos tóxicos sobre la microfauna. Es importante considerar que las cargas elevadas de xenobióticos, potencialmente presentes en ARH, pueden llegar a afectar la biomasa (Çeçen, 2018), lo cual se puede atajar mediante la operación apropiada del RSB (Tomei et al., 2010).

Por dichas razones, se escogió el RSB como el más factible. En primer lugar, se ahorra la implementación de reactores adicionales para el tratamiento biológico. El sistema, además, tolera cargas choque, tanto hidráulicas como orgánicas. También se reduce la energía requerida para el proceso, pues no hay necesidad de bombear lodos ni agua residual, una ventaja que presenta con respecto a los lodos activados. Asimismo, se puede controlar la formación de bacterias filamentosas, e incrementa la eficiencia de transferencia de O₂ de los aireadores. Esto se debe a que, al ser cero la

concentración de OD durante el llenado, se crea un gradiente de concentración al inicio de la aireación que aumenta la transferencia de O₂ (Wang y Li, 2009). Además, los RSB son más eficientes en la remoción de nutrientes que los sistemas de flujo continuo (Shammas y Wang, 2009).

El estudio de factibilidad técnica demuestra que el proyecto es viable. En primer lugar, el diagnóstico de la situación actual determinó la necesidad de tratar las ARH, las cuales inciden negativamente sobre la calidad del recurso hídrico, y representan un problema de salud pública. Esta necesidad, ya de antemano, le confiere cierta viabilidad, especialmente en una época en la que las restricciones ambientales deben volverse más severas. Es importante considerar que no se trata de un proyecto lucrativo: es obligación de todos los generadores de aguas residuales contar con sistemas de tratamiento que permitan cumplir con los LMP de la normativa. Esto diferencia el proyecto de otros de naturaleza distinta, en los cuales es necesario llevar a cabo análisis de oferta y demanda, retorno de la inversión, y otros, para garantizar su factibilidad.

La inversión calculada por construcción del sistema se ajustó al presupuesto de que disponía la CCSS para la implementación del proyecto. La inversión calculada para construcción de reactores se fijó en aproximadamente US \$ 181 000, en tanto que el costo de adquisición de los equipos se estimó en US \$ 119 000. Estos se adecúan al presupuesto inicial de la CCSS, de US \$300 000.

El área de estudio es idónea para la ejecución del proyecto, aunque se deben tener en cuenta algunos aspectos de protección con respecto a las fuentes de agua superficiales y subterráneas. Estas son abundantes en el cantón de La Unión. Este es también uno de los requisitos para la aprobación del proyecto de construcción de un STAR, según el Decreto 39887-MINAE. Se respetaron todas las distancias que deben existir con respecto a pozos, cuerpos de agua superficiales y nacientes.

El área de influencia directa es la misma que la de las instalaciones del HRCP, pues solo se tratarán las aguas residuales generadas por el centro. No obstante, el área de influencia indirecta es mayor, ya que el efluente generado descargará en la quebrada María Aguilar. Este cuerpo de agua atraviesa buena parte del cantón de La Unión e incluso el cantón central de San José. Así, los contaminantes liberados del HRCP estarán presentes aguas abajo.

En cuanto a la localización, el sitio escogido es idóneo por las diferencias altitudinales que existen con respecto a las fuentes de emisión. Al situarse a una altitud menor, la conducción de las aguas se realiza por gravedad, disminuyendo los costos de operación por bombeo. Además, es el único punto en el cual existe espacio para la construcción de la PTAR.

El análisis de la tecnología también demostró la viabilidad del proyecto. En el caso de las instalaciones físicas, se realizó una caracterización del STAR, incluyendo los sistemas de recolección. Ya el HRCP cuenta con una buena fracción de cobertura en alcantarillado sanitario; es necesario conectar todas las tuberías en un único punto, que constituiría el afluente de la PTAR. La inversión, en este sentido, sería baja, aunque no se cuantificó. Se esperaría que constituyera una pequeña fracción del total del costo de inversión.

El sistema productivo, por su parte, contempla el STAR en términos de dimensionamiento y capacidad de tolerancia de cargas, así como el funcionamiento y operación en condiciones óptimas. Los aspectos determinantes para garantizar la mejor calidad posible del efluente del RSB son los tiempos de ciclo y el TRS. Estos se ven influenciados por el volumen y tipo de agua residual, caudales, los requerimientos de tratamiento y el número de reactores que conforman el sistema. El TRS contempla también la reducción de CE.

5.5. Diseño del STAR

A nivel de contaminantes convencionales, las aguas residuales del HRCP tienen una composición similar a las aguas residuales urbanas, y, por tanto, se pueden tratar como tales para efectos del diseño. Numerosos parámetros determinados en el HRCP (i.e. DBO, DQO, SST, N y P) se asemejan a los valores reportados por Verlicchi et al. (2013a) para este tipo de efluentes.

La Directiva 91/271/CEE de la Unión Europea establece concentraciones de vertido más estrictas que las del Decreto 33601-MINAE-S, las cuales no se consideraron por ser un tanto laxas. Para el diseño se definieron valores aún más estrictos: 80 % de los valores de DBO y DQO de la directriz europea, una de las más rigurosas que se encontró. Se diseñó, además, para 1 mg L⁻¹ de N-NH₄⁺ y 20 mg L⁻¹ de SST. Estos valores coinciden con los rangos normales alcanzados en RSB (Shammas y Wang, 2009). Considerando que se trata de ARH, se debe reducir al máximo la carga contaminante vertida. Es importante mencionar que prácticamente ningún país regula específicamente las ARH (Carraro et al., 2018), a pesar del riesgo que representan.

5.5.1. Caudal de diseño

Los caudales constituyen la base de diseño de cualquier tipo de STAR. Conocer su comportamiento es especialmente importante para el RSB, en el cual el control de los tiempos durante el tratamiento

es clave para asegurar su buen funcionamiento (Wang y Li, 2009). El caudal de diseño modela el dimensionamiento de los reactores e influye sobre los TRH y TRS. El TRH influye sobre la efectividad de la degradación de la MO; es el tiempo que el agua residual permanece en contacto con la biomasa del sistema. El TRS es el tiempo total en el cual la biomasa se encuentra dentro del STAR. Este determina la cinética de los procesos de nitrificación (Dutta y Sarkar, 2015). Asimismo, influye sobre el destino de ciertos CE (Buttiglieri y Knepper, 2008; Leu et al., 2012; Omil et al., 2010).

El caudal de diseño se fijó con base en el promedio anual de consumo de agua potable para 2018, por considerarse más representativo que las mediciones directas. Esto debido a que no se realizaron mediciones de caudal en todos los puntos de vertido del hospital, ni tampoco durante 24 h, por lo que no hubiese sido correcto extrapolar las mediciones directas a valores de caudal diario. En cambio, los consumos de agua potable sí reflejan verdaderamente la cantidad total de agua que se estaría generando como agua residual. Al caudal de diseño se le agregó un factor de 27,5 %, considerando que el sistema aumenta su capacidad en 1,1 % por año, suponiendo una vida útil de 25 años. Esto permite tener un margen con respecto a posibles incrementos en el caudal, lo cual podría llegar a ocurrir si incrementase el número de pacientes. Se conoce que la incidencia de trastornos mentales ha aumentado en los últimos años en Costa Rica (Rodríguez, 2016) y el mundo (Organisation for Economic Co-operation and Development, 2017); también lo ha hecho el número de pacientes temporales ingresados en el HRCP (Soto, 2017). El sistema, por tanto, debe estar preparado para ello.

5.5.2. Desbaste

Se optó por el uso de rejillas finas de 0,6 – 0,9 cm, debido a que estas son preferibles para RSB (Wang y Li, 2009). Esto permitirá recoger sólidos moderadamente finos, los cuales son removidos para evitar problemas en los equipos de tratamiento posteriores. El alto y ancho del canal se fijaron previamente para facilitar la medición por medio de equipo volumétrico del afluente. La pérdida de energía permisible es de hasta 15 cm (Romero, 2010), siendo mayor a la calculada (i.e. 0,6 cm). El espaciamiento no ocasiona pérdidas de energía significativas, debido al bajo caudal de entrada.

5.5.3. Separación de GyA

La eliminación de este contaminante es clave para asegurar una buena operación en el tratamiento secundario. Mediante el TRH escogido de 30 min en las trampas, el cual es recomendable en estos

sistemas (Romero, 2010), se esperaría reducir la presencia de este contaminante en el RSB. El exceso de GyA en el sistema biológico está relacionado con el crecimiento excesivo de organismos filamentosos, una condición indeseable, pues propicia el hinchamiento de lodos y pérdida de su sedimentabilidad, así como la producción abundante de espumas achocolatadas. Además, entorpecen la transferencia efectiva de O₂ en el tanque de aireación (Gerardi, 2010).

5.5.4. Reactor secuencial de batch

Los RSB son ideales para el tratamiento biológico de afluentes que contienen xenobióticos. Estos permiten la generación de un cultivo de microorganismos diversos y versátiles que pueden adaptarse a la presencia de cargas altas de xenobióticos (Tomei et al., 2010). Se inició por determinar el número de reactores; esto depende de las condiciones de generación de aguas residuales, requerimientos de tratamiento y disponibilidad de espacio. En zonas rurales pequeñas o industrias que no operan durante las noches, resulta más conveniente la implementación de uno solo. En contraste, cuando existe una población servida grande, o se tienen caudales muy fluctuantes, se opta por implementar más de uno; esto tiene la ventaja de que el tratamiento continúa mientras se le da mantenimiento a un reactor. No obstante, eleva los costos de inversión. Las mediciones de consumo de agua evidencian un mayor consumo en el día, aunque durante la noche también es considerable. Así, se determinó que se requerirán dos reactores que funcionen de manera alterna. Se debe recordar que los RSB requieren condiciones estáticas durante el tratamiento.

Los tiempos de ciclo se encuentran en el rango normal de ciclos diarios en sistemas RSB. El TRH calculado de 15 h obedece a los valores típicos (Shammas y Wang, 2009). El TRS es considerado uno de los parámetros más importantes en el diseño de RSB; el de diseño es mayor al rango de RSB, que generalmente va de 15 a 30 d (Tchobanoglous et al., 2014). Sin embargo, los TRS elevados son clave para la remoción de CE, debido a la proliferación de microorganismos de crecimiento lento, diversos, capaces de degradar estas sustancias (Çeçen, 2018; Verlicchi et al., 2010). Esto es favorable para la depuración de ARH. Por ello, se mantuvo el TRS de 40 d, con el fin de incrementar las probabilidades de remoción de los fármacos presentes. Popple (2013) encontró que la remoción de carbamazepina en RSB es < 40 %; aunque los TRS de las PTAR evaluadas eran menores a 20 d. Estos valores coinciden con otros reportados para este CE (Matamoras y Bayona, 2008; Verlicchi et al., 2013b). Gaffney et al. (2017), por su parte, obtuvieron remociones de ~ 60 %.

El llenado del reactor se realiza en condiciones estáticas, salvo por un periodo de mezclado de 1,0 h (i.e. 33 % del tiempo total de llenado), asegurando un mezclado efectivo del contenido antes de iniciar la aireación. Esto se realiza con el fin de promover las reacciones biológicas entre el licor de mezcla y el agua residual cruda del afluente. El mezclado debe realizarse por un tiempo menor al 50 % del de llenado, para prevenir el crecimiento indeseado de organismos filamentosos (Tchobanoglous et al., 2014). Esta fase se realizará por medio de mezcladores mecánicos, como turbinas, y no por aireación, debido a que la desnitrificación es mucho más eficiente cuando se tienen periodos de mezclado sin aireación. Esto se explica detalladamente más adelante.

Posteriormente, sigue la aireación. En esta fase se estabiliza la materia orgánica por medio de la introducción de O_2 a través del sistema de aireación, y, a la vez, se produce la nitrificación por la oxidación del $N-NH_4^+$. Este proceso lo llevan a cabo las bacterias autotróficas nitrificantes, las cuales utilizan el O_2 como aceptor de electrones (Shammas y Wang, 2009). Para ello, se requieren concentraciones $\geq 2 \text{ mg L}^{-1}$ de OD. A concentraciones menores también puede darse, aunque de manera menos eficiente (Gerardi, 2010). El diseño de sistemas de aireación debe alcanzar la máxima demanda hipotética de O_2 , si bien se espera que opere para atajar la demanda promedio del diseño (Tchobanoglous et al., 2014). Se contempló la utilización de difusores de disco de membrana como una mejor opción que los aireadores mecánicos. Si bien los últimos son más económicos, también son menos eficientes, pues producen burbujas de mayor tamaño que minimizan la transferencia de oxígeno al agua residual. En contraparte, los difusores son mucho más eficientes: la producción de burbujas finas potencia la transferencia de O_2 , mejorando la depuración. Los difusores son capaces de disolver el gas en un 10 – 30 %, en tanto que los aireadores mecánicos lo hacen en apenas 7 – 10 % (Sánchez et al., 2015). Más aún, Romero (2010) sugiere que los difusores pueden ser más económicos para instalaciones pequeñas, como la del presente diseño. La transferencia de O_2 depende de la presión del agua, presión barométrica y temperatura; a medida que la presión incrementa, así lo hace la solubilidad del O_2 y, así también, su transferencia (Jenkins, 2013). Por ello, los reactores profundos son preferibles en RSB, lo cual definió la profundidad de 4,0 m del diseño. Los TRS largos también influyen en la transferencia de O_2 , permitiendo que se formen concentraciones más altas de biomasa que degradan a mayor velocidad las sustancias que inhiben la transferencia, mejorando también la separación de los SS en la clarificación (Leu et al., 2012; Verlicchi et al., 2015a). La concentración de biomasa es clave para la remoción de algunos CE (Çeçen, 2018; Omil et al., 2010).

Los discos se instalarán en el fondo del reactor; el aire debe ser suministrado por un soplador. Además, se debe instalar una válvula antirretorno (tipo *check*) bajo los difusores, para evitar la entrada

de agua residual en los poros, lo cual podría ocurrir cuando se detiene la aireación (Jenkins, 2013). Esto es crucial en el caso de los RSB, en los cuales la sedimentación se realiza en condiciones estáticas.

A la fase aerobia le sucede la fase anóxica, en la cual se produce la desnitrificación. Para el diseño se consideró un proceso de desnitrificación preanóxica. Al restringir la concentración de OD a $\leq 0,5 \text{ mg L}^{-1}$ y proveer un mezclado sin aireación, se pueden lograr procesos de desnitrificación efectivos. En este caso, el N-NO_3^- producido en la aireación del lote anterior se reduce por medio del mezclado anóxico del siguiente lote de aguas residuales. Las bacterias heterotróficas utilizan el N-NO_3^- como aceptor de electrones, y la DBO del lote entrante como fuente de carbono (Leu et al., 2012). Esto permite alcanzar concentraciones bajas de N-NO_3^- en el efluente (i.e. $\sim 5 \text{ mg L}^{-1}$), a la vez que se previene el hinchamiento de lodos y mejora su sedimentabilidad (Bowden, Stensel y Tsuchihashi, 2016). Al decantar únicamente el 20 % del volumen total del tanque, se logra desnitrificar prácticamente todo el nitrato producido, como demuestran las ecuaciones. Este es el método más eficiente de desnitrificación en RSB (Tchobanoglous et al., 2014). La desnitrificación también permite aumentar la eficiencia de operación mediante el denominado *crédito de oxígeno*: una parte de la MO entrante es consumida por las bacterias en la desnitrificación; de otra forma, esa MO tendría que ser degradada aeróbicamente, consumiendo O_2 y energía. Es por ello que las PTAR que llevan a cabo la nitrificación y desnitrificación son más económicas que aquellas que solo nitrifican el agua residual (Leu et al., 2012).

Además de los fenómenos de eutrofización asociados (Laws, 2018), así como la contaminación de acuíferos por infiltración de N-NO_3^- liberados a través de los tanques sépticos (Madrigal et al., 2015; Reynolds et al., 2013), el N-NH_4^+ consume el OD y resulta tóxico para la vida acuática (Hernández, 2015). Asimismo, las PTAR que incorporan procesos de nitrificación generan menos cantidad de lodo que aquellas diseñadas para remover solo DBO, debido a los TRS más altos y las relaciones alimento-microorganismo más bajas (Romero, 2010). Más aún, cuando existe elevada actividad de las bacterias nitrificantes, incrementa la remoción de xenobióticos orgánicos a través del consumo de sustratos cometabólicos; estos son degradados por los microorganismos mediante la producción de enzimas que son inducidas en presencia de sustratos primarios (i.e. sustratos que consumen directamente las bacterias), como sugiere Çeçen (2018). Es por ello que se considera clave la remoción de nitrógeno de las aguas residuales, aun cuando no sea un requisito legal para ARH.

En la sedimentación, el floc generado precipita, creando un supernatante clarificado, el cual es removido del reactor en forma de agua depurada. En ocasiones se mezcla levemente el agua tratada

al inicio de esta fase, lo cual redundará en un efluente más clarificado y una mejor compactación del lodo sedimentado. La decantación se llevará a cabo por medio de un decantador flotante. Estos tienen la ventaja de que mantienen el orificio de entrada por debajo del nivel del supernatante, lo cual evita la remoción de sólidos. Además, son más flexibles en la operación, pues permiten variar los volúmenes de llenado y extracción (Shammas y Wang, 2009). La decantación del 20 % del volumen del tanque es común en el diseño de RSB (Tchobanoglous et al., 2014). Así lo es también la concentración de SSLM de 3 000 mg L⁻¹, siendo el rango normal 2 000 – 3 000 mg L⁻¹. Se respetó la distancia sugerida por Gerardi (2010) de, al menos, 0,45 m por debajo de la superficie para la instalación del decantador, con el fin de evitar el vertido de materia flotante, como natas y espumas, los cuales empeorarían la calidad del efluente.

Es común que el desecho de lodos se realice después de la decantación, momento en el que se encuentran más compactos. Así, una mayor concentración de sólidos y, por tanto, una menor cantidad de agua residual, son removidos del reactor (Gerardi, 2010). Es preferible que se remueva los lodos por la parte superior del tanque, a fin de prevenir el crecimiento de organismos productores de espumas, los cuales entorpecen la transferencia de O₂ (Tchobanoglous et al., 2014).

Por último, en lo que respecta al bombeo, el cual incrementa el consumo energético, este se considera innecesario. Todas las fuentes de generación se sitúan a una altura mayor a la que estará la PTAR; la conducción de las aguas residuales hasta la planta de tratamiento ocurrirá por gravedad. No existe, además, recirculación de lodos.

Las características del presente diseño se asemejan a las de un RSB a escala real, con el cual se comparó. Está diseñado para un caudal de 45,4 m³ d⁻¹, con dimensiones de 5,5 m x 3,66 m para un volumen total de 79,5 m³; los sopladores, a su vez, tienen una potencia de 11,1 kW (Shammas y Wang, 2009). El presente RSB tiene un caudal de diseño de 98 m³ d⁻¹, con reactores de 6,8 m x 2,2 m, para un volumen total de ambos de ~ 120 m³, y una potencia total de los sopladores de 21,2 kW.

5.5.5. Tratamiento de lodos

Se determinó, en primera instancia, que la digestión aerobia es preferible a la anaerobia. Los costos capitales son menores a los de los procesos anaerobios para PTAR de caudal < 19 000 m³ d⁻¹, como la del presente diseño, siendo, además, más sencilla su operación. El residuo generado se encuentra estabilizado, es inodoro y con una presencia mínima de patógenos (Romero, 2010). Por si fuera poco,

Hernandez-Raquet (2013) sugiere que el tratamiento aerobio de los lodos favorece la remoción de una amplia gama de fármacos.

Se fijó el TRS en el digestor de 40 d, para asegurar la remoción de microorganismos patógenos potencialmente presentes; la concentración de sólidos (i.e. 1,3 %) se fijó como un parámetro de diseño recomendado (Hernández, 2015; Tchobanoglous et al., 2014). Todos los criterios de diseño se determinaron para la temperatura máxima. Esta definió el escenario crítico; es decir, los mayores requerimientos que deben ser considerados para asegurar la completa efectividad del sistema. En la digestión aerobia, es importante considerar la producción de iones de hidronio que disminuyen el pH dentro del reactor; esto ocurre como consecuencia de la conversión de N orgánico a N-NO_3^- , cuando no hay suficiente capacidad de amortiguamiento. Los valores de pH pueden disminuir a $< 5,5$, en cuyo caso los costos de operación incrementan por la necesidad de adición de alcalinidad al reactor. Es importante, asimismo, mantener la concentración de OD en el reactor en, al menos, 1 mg L^{-1} (Tchobanoglous et al., 2014).

La deshidratación implica la reducción del volumen del lodo, lo cual facilita su manejo y disposición, reduciendo los costos asociados (Seoáñez, 2012). Esto es importante en el caso de hospitales; al generar aguas residuales especiales, así lo son también los lodos, lo cual los convierte en residuos peligrosos. El porcentaje de humedad de los lodos especiales debe ser de 70 %, de acuerdo con la normativa. Se sugiere el filtro de banda, como una mejor opción con respecto a otras tecnologías. Al ser baja la producción, este sistema es preferible: requiere poco espacio y el consumo energético es bajo; la operación, además, es simple. Esto reduce el costo de inversión por construcción de otros sistemas que, si bien podrían ser más económicos, como los lechos de secado, requieren más espacio (Tchobanoglous et al., 2014). También aumenta significativamente el grado de compresión del lodo, incrementando el contenido calorífico, lo cual torna más eficiente su coprocesamiento (Mahmoud et al., 2013; Shamma y Wang, 2007).

Es probable que algunos fármacos se encuentren adsorbidos al lodo (Silva et al., 2015), con lo cual se prefiere su incineración, en vez de su disposición en rellenos sanitarios. Los CE presentes en lodos hospitalarios y urbanos tienen potencial para generar lixiviados contaminados (Kinney et al., 2006; Lachassagne et al., 2015; Verlicchi y Zambello, 2015), los cuales podrían alcanzar el subsuelo. Las benzodiazepinas, por ejemplo, tienden a acumularse en los lodos, y son persistentes incluso en aguas subterráneas (Calisto y Esteves, 2009). Jelic et al. (2011) hallaron algunas de las sustancias consumidas en el HRCP (i.e. carbamazepina, lorazepán, diazepam y gemfibrozil) en los lodos de varias

PTAR; la carbamazepina se encontró en todas las muestras. Se ha documentado ampliamente su presencia en esta matriz (Eljarrat et al., 2013). Cabe resaltar que la adsorción puede ser un mecanismo efectivo de degradación para los CE escasamente biodegradables, como la propia carbamazepina; una retención elevada en la superficie del floc puede potenciar su degradación (Çeçen, 2018).

5.5.6. Humedal artificial

Los humedales artificiales son utilizados para eliminar contaminantes convencionales e incluso diversos tipos de fármacos (Li et al., 2014). Entre los aspectos que influyen sobre su efectividad, la profundidad es uno de los más importantes: a mayor profundidad, se favorece la eliminación de ciertos CE, al incrementar el potencial de reducción-oxidación (Matamoros y Bayona, 2008). Se ha sugerido, además, que la carbamazepina puede ser degradada en ambientes anaerobios, por mecanismos de reducción (Kahl, Nivala, van Afferden, Müller y Reemtsma, 2017). Estos se generan a mayores profundidades. Así, se definió la altura del sistema en 0,8 m.

El TRH es otro factor determinante para la remoción de fármacos, como el gemfibrozil o la carbamazepina (Matamoros y Bayona, 2008), dos de las sustancias halladas en el HRCF. El TRH de diseño de 4,0 d podría ser suficiente para la reducción de estos y otros CE (Dordio et al., 2010; Mackul'ak et al., 2015; Zhang et al., 2011). Si bien a TRH mayores incrementa la remoción (Verlicchi et al., 2010), esto se descartó para el diseño, dada la cantidad de espacio adicional requerido.

El sustrato y la vegetación también son relevantes. Se han obtenido remociones > 90 % para carbamazepina, en HA con suelo de arcilla y *Typha spp* como vegetación (Dordio et al., 2010, 2011). La incorporación de vegetación acuática oxigena el humedal por medio de la rizosfera (Zhang et al., 2012), lo cual podría ser beneficioso para degradar estas sustancias (Kahl et al., 2017; Verlicchi et al., 2010). Se escogieron especies del género *Typha* para la vegetación del HA. También denominada macrófita, este tipo de vegetación logra, además, absorber el fósforo (Idris et al., 2010; lo acumula a lo largo de su vida, liberándolo en los periodos de vejez (Romero, 2010). También se podría remover el $N-NO_3^-$ liberado por el RSB a través de procesos de desnitrificación, los cuales ocurren en las zonas anaeróbicas de los HA horizontales (Idris et al., 2010).

La mayoría de las drogas psiquiátricas tienden a adsorberse al material particulado (Silva et al., 2015). Así, el sustrato debe contener MO, lo cual podría favorecer la adsorción. La grava es uno

de los más apropiados para la retención de fármacos hidrófobos, como la carbamazepina (Li et al., 2014), por lo que se escogió para el presente diseño. Este es un sustrato de uso común en HA.

5.5.7. Tanque de contacto de cloración

Finalmente, se consideró un sistema de desinfección de cloración por contacto. Se diseñó un tanque en el que se determinó que el tiempo de contacto en caudal pico debe ser de 90 min, para garantizar la inactivación de la carga microbiana (Tchobanoglous et al., 2014). La concentración de cloro debe ser de 5,0 mg L⁻¹ para mantener una concentración-contacto de 450 mg min L⁻¹, como recomienda California Public Health Department (2014). También se respetó la relación ancho-largo de 20:1 óptima para minimizar los cortocircuitos en el reactor (Tchobanoglous et al., 2014).

Se debe minimizar la presencia de SS, pues el material particulado funge como un escudo para los microorganismos, minimizando la efectividad del cloro e incrementando la liberación de posibles patógenos al medioambiente. Además, limitar el contenido de MO es necesario para reducir la formación de DBP en el efluente (Tchobanoglous et al., 2014). Es común que las ARH, tanto tratadas como crudas, se desinfecten con el fin de reducir la carga de patógenos presente, aunque esto también repercute sobre la formación de DBP (Verlicchi et al., 2013a). Estos son de gran relevancia desde el punto de vista ambiental y sanitario. Asimismo, algunos fármacos reaccionan con el cloro en sus distintas formas, produciendo otras clases de DBP. Es el caso, por ejemplo, del gemfibrozil, el cual se detectó en las muestras analizadas. Es el caso también de la carbamazepina, la cual forma subproductos con propiedades carcinogénicas al reaccionar con el dióxido de cloro (Castillo, 2016; Richardson y Postigo, 2012). El control de MO, SS y fármacos previo a la desinfección es vital para reducir la liberación de DBP en cauces naturales. Aun así, ningún DBP se ha incluido en el Decreto 33601-MINAE-S, pese a que existen innumerables moléculas indeseables que se forman durante la desinfección de agua potable y residual (Richardson y Postigo, 2012; Tchobanoglous et al., 2014).

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

A partir de la caracterización de procesos, se determina que el hospital psiquiátrico no emplea sustancias de uso común en hospitales generales, las cuales incrementan la carga contaminante no biodegradable de las aguas residuales. La caracterización fisicoquímica de las aguas residuales y su comparación con los rangos reportados en la literatura, se determina que estas presentan propiedades similares a los efluentes urbanos, más aún que con respecto a las ARH. Las aguas residuales son biodegradables para los dos puntos de muestreo más importantes: TSG y ARN.

La caracterización microbiológica, por su parte, muestra concentraciones sumamente elevadas en TSG y ARN, y mucho menores en ARR. A causa de esto y del origen de las aguas residuales, el proceso de desinfección se consideró fundamental para asegurar un efluente ambiental y sanitariamente inocuo.

Por su parte, no se detectó la presencia de metales pesados en cantidades significativas ni tampoco de fenoles totales. Esto a pesar de que ambos, junto al color, son los parámetros fisicoquímicos especiales que, de acuerdo con la normativa, se deben analizar en ARH.

Además de los contaminantes convencionales, se demostró la presencia de numerosos contaminantes emergentes en las ARH, principalmente fármacos e ingredientes de productos de cuidado personal. De los primeros, se destacan la carbamazepina y el ácido valproico, ambos de la clase de los antiepilépticos; estos coinciden con las sustancias más consumidas en el HRCP.

Se determinó que el reactor secuencial de batch constituye la tecnología más factible para su implementación como sistema de tratamiento biológico. La versatilidad, posibilidad de remoción de nutrientes, costos de operación relativamente bajos y la posibilidad de eliminar xenobióticos son algunas de las ventajas más significativas que presenta con respecto a otros sistemas similares.

La tecnología seleccionada, además, es de fácil diseño y los componentes que la conforman se pueden encontrar fácilmente en el país, con lo cual se confirma la viabilidad de su implementación.

Dadas las condiciones de generación de aguas residuales, se demostró la inviabilidad de las otras tecnologías evaluadas, al requerir más espacio para la instalación de reactores de homogenización y sedimentación, en tanto que el RSB realiza todos estos procesos en un solo reactor.

El estudio de factibilidad técnica demostró la viabilidad del proyecto; la localización es óptima y permitiría ahorrar costos en términos de consumo energético; existe suficiente espacio y, además, se previó una mayor capacidad de tratamiento.

Se realizó el diseño del RSB para lograr no solo la remoción de MO carbonácea y SST, sino también para eliminar el N total presente, a través de procesos biológicos de remoción de nutrientes.

Se considera clave la introducción de procesos de remoción biológica de N en todos los sistemas de tratamiento que reciban aguas residuales con características urbanas, e incluso en ARH.

Mediante los cálculos realizados para el proceso de remoción de nitrógeno, se demostró que el sistema es capaz de remover una mayor cantidad de nitrato de la que se formaría dentro del reactor.

Por medio del proceso de tratamiento terciario basado en HA, se podría mejorar la calidad del efluente hospitalario, especialmente en lo que se refiere a fósforo y contaminantes emergentes, minimizando así el riesgo ambiental que representa su vertido.

Como recomendaciones, en primer lugar, antes de llevar a cabo la construcción de cualquier sistema de tratamiento, se debe asegurar que las tuberías de recolección de aguas estén bien diferenciadas entre aguas pluviales y residuales. El hecho de combinar ambas podría dañar el sistema. Sería conveniente realizar mediciones directas de caudal durante tiempo lluvioso, de modo que se logre comparar con las mediciones en tiempo seco y, así, asegurar que no haya infiltraciones.

Se debe conocer los parámetros fisicoquímicos, a partir de su cuantificación, para el diseño de un sistema de tratamiento de aguas residuales. La adopción de valores de referencia de la literatura, si bien es válida, no se adecúa en todos los casos a las características específicas de un agua residual.

Para la caracterización, es recomendable ampliar el horario de la toma de muestras, tanto para la medición de caudales como para análisis fisicoquímico y microbiológico. Además, convendría evaluar el comportamiento de los contaminantes en las dos estaciones del año.

En el caso de muestreo para análisis de fármacos, es conveniente tomar muestras compuestas de, al menos, 24 h distribuidas en el tiempo y proporcionales al caudal del momento. Las metodologías de una gran cantidad de estudios consultados así lo recomiendan. Además, se sugiere conocer a fondo las condiciones de generación, especialmente las variaciones en los caudales.

En la medida en que sea posible, se deben cuantificar los contaminantes emergentes prioritarios, de modo que se pueda estimar el impacto que genera su vertido al medioambiente. Esto serviría también para determinar las tasas de remoción en el sistema de tratamiento.

Para el acondicionamiento de la biomasa del RSB en su fase de arranque, se debería inyectar lodos provenientes de otros hospitales, preferiblemente psiquiátricos. Así, los microorganismos ya estarían previamente adaptados, incrementando así las probabilidades de remoción de CE.

Se debe promover el uso de vegetación nativa para su uso en el humedal artificial. En este sentido, hace falta investigación sobre la capacidad de algunas especies acuáticas nativas para oxigenar el agua y, además, para absorber fármacos y otros CE.

Se debe colocar caudalímetros a la entrada de la PTAR, de modo que se logre registrar el comportamiento de los volúmenes y los caudales puntuales de aguas residuales en todo momento.

Es conveniente que las plantas de tratamiento incluyan laboratorios de análisis fisicoquímico y microbiológico, de manera que se pueda monitorear con la mayor frecuencia posible la efectividad y eficiencias de remoción. Esta es la única forma de asegurar que el sistema funciona apropiadamente, y permite introducir medidas correctivas tan pronto como sea posible.

Eventualmente, se podría considerar la implementación de procesos avanzados de oxidación o filtración, para la reducción de CE en el efluente. La efectividad de estos métodos ya ha sido ampliamente documentada alrededor del mundo. En este sentido, los diseños a nivel nacional deben comenzar a dirigirse a la remoción conjunta de contaminantes convencionales y emergentes.

En lo que refiere a la CCSS, se debe evaluar la manera en que se recetan medicamentos a la población. Muchas veces se despachan de manera excesiva e innecesaria, lo cual redundaría en un mayor consumo entre la población y una mayor excreción y/o desecho de estos CE, los cuales finalmente terminan por alcanzar los ambientes naturales e incluso el agua potable. Esto es de especial relevancia para el caso de los antibióticos y los fenómenos de resistencia asociados a su presencia en el medioambiente.

Se debe fijar límites de vertido acorde con estudios que determinen la capacidad autodepurativa de cada cuerpo receptor, y no establecer límites generales para las actividades productivas; todos los cuerpos de agua presentan características distintas.

Por su parte, se considera que los LMP deben ser mucho más estrictos para las actividades hospitalarias y farmacéuticas. Los nutrientes, asimismo, deben ser regulados en ARH, así como también los contaminantes emergentes y algunos DBP. Actualmente se están vertiendo una gran cantidad de sustancias que pasan totalmente desapercibidas, cuyos impactos sobre el medioambiente y la salud son potencialmente nocivos.

7. REFERENCIAS

- Alemán, N. (2008). *Propuesta para la creación de una Unidad Médica para la atención de usuarios de Estancia Prolongada del Hospital Dr. Roberto Chacón Paut* (Tesina en Salud Pública). Instituto Centroamericano de Administración Pública, San José, Costa Rica. Recuperado de http://biblioteca.icap.ac.cr/BLIVI/TESINA/2008/Aleman_Solano_Neima_TS_SA.pdf
- Álvarez-Torrellas, S., Peres, J. A., Gil-Álvarez, V., Ovejero, G. y García, J. (2017). Effective adsorption of non-biodegradable pharmaceuticals from hospital wastewater with different carbon materials. *Chemical Engineering Journal*, 320, 319-329. doi: 10.1016/j.cej.2017.03.077
- American Public Health Association. (2017). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. Washington DC, USA: American Public Health Association
- Andrade, Y. y Castro, L. (2017). *Diseño Hidráulico de una Planta de Tratamiento de Agua Residual en el Hospital Nuevo del Municipio de Zipaquirá, Colombia* (Tesis de Licenciatura). Universidad Católica de Colombia, Bogotá, Colombia. Recuperado de <https://repository.ucatolica.edu.co/bitstream/10983/15258/1/Dise%C3%B1o%20hidraulico%20de%20una%20PTAR%20ZIQUIRA.pdf>
- Angulo, F. (2013). *Manejo, disposición y desecho de las aguas residuales en Costa Rica. XIX Informe del Estado de la Nación en Desarrollo Humano Sostenible*. San José, Costa Rica. Recuperado de http://www.estadonacion.or.cr/files/biblioteca_virtual/019/angulo_2013.pdf
- Arroyo, P. y Molinos-Senante, M. (2018). Selecting appropriate wastewater treatment technologies using a choosing-by-advantages approach. *Science of the Total Environment*, 625, 819-827. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.12.331
- Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica. (1948). *Ley N° 276. Ley de Aguas*. Recuperado de http://www.oas.org/dsd/environmentlaw/waterlaw/documents/Costa_Rica-Ley_276.pdf
- Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica. (1973). Ley N° 5395. Ley General de Salud. *Diario La Gaceta N° 222, alcance 172*. San José, Costa Rica, 24 de noviembre de 1973
- Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica. (1995). Ley N° 7554. Ley Orgánica del Ambiente. *Diario La Gaceta N° 215*. San José, Costa Rica, 13 de noviembre de 1995
- Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica. (1996). Ley N° 7575. Ley Forestal. *Diario La Gaceta N° 72, alcance 21*. San José, Costa Rica, 16 de abril de 1996
- Asamblea Legislativa de la República de Costa Rica. (2011). Ley N° 8932. Exoneración del pago de tributos de sistemas de tratamiento de aguas residuales para contribuir a mitigar la contaminación del recurso hídrico y mejorar la calidad del agua. *Diario La Gaceta N° 146*. San José, Costa Rica, 29 de julio de 2011
- Asthana, M., Kumar, A. y Sharma, B. S. (2017). Wastewater Treatment. En R. L. Singh (Ed.), *Principles and Applications of Environmental Biotechnology for a Sustainable Future* (pp. 173-232). Singapore: Springer Singapore. doi: 10.1007/978-981-10-1866-4_6
- Barahona, S. y Buzo, E. (2015). *Hospital Dr. Roberto Chacón Paut: Espacios arquitectónicos aplicados a los nuevos métodos clínicos* (Tesis de Licenciatura). Universidad Latina de Costa Rica. San José, Costa Rica. Recuperado de https://issuu.com/sebasbarahona/docs/tesis_final_issu
- Benjamin, M. y Lawler, D. F. (2013). *Water Quality Engineering. Physical/Treatment Processes*. Recuperado de <https://ebookcentral.proquest.com/lib/sidunalibro-ebooks/detail.action?docID=1216109>.
- Bergé, A., Wiest, L., Baudot, R., Giroud, B. y Vulliet, E. (2018). Occurrence of multi-class surfactants in urban wastewater: contribution of a healthcare facility to the pollution transported into the sewerage system. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(10), 9219-9229. doi: 10.1007/s11356-017-0470-8

- Boillot, C., Bazin, C., Tissot-Guerraz, F., Droguet, J., Perraud, M., Cetre, J. C., ... Perrodin, Y. (2008). Daily physicochemical, microbiological and ecotoxicological fluctuations of a hospital effluent according to technical and care activities. *Science of the Total Environment*, 403(1-3), 113-129. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.04.037
- Bowden, G., Stensel, H. D. y Tsuchihashi, R. (2016). *Technologies for sidestream nitrogen removal*. Recuperado de <https://ebookcentral.proquest.com/lib/sidunalibro-ebooks/detail.action?docID=4732987>
- Bower, K. M. (2014). Water supply and sanitation of Costa Rica. *Environmental Earth Sciences*, 71(1), 107-123. doi: 10.1007/s12665-013-2416-x
- Buttiglieri, G. y Knepper, T. P. (2008). Removal of Emerging Contaminants in Wastewater Treatment: Conventional Activated Sludge Treatment. En D. Barceló y M. Petrovic (Eds.), *Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste* (Vol. 5S/2, pp. 1-35). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. doi: 10.1007/698_5_098
- Cairns, D. (2012). *Essentials of Pharmaceutical Chemistry*. London, UK: Pharmaceutical Press.
- Caja Costarricense de Seguro Social. (s. f). *Hospital Psiquiátrico Roberto Chacón Paut*. Costa Rica. Recuperado de <http://www.ccss.sa.cr/hospitales?v=10>
- California Public Health Department. (2014). *Regulations Related to Recycled Water*. Recuperado de <https://www.cityofventura.ca.gov/DocumentCenter/View/6327/Regulations-Related-to-Recyclecd-Water>
- Calisto, V. y Esteves, V. I. (2009). Psychiatric pharmaceuticals in the environment. *Chemosphere*, 77(10), 1257-1274. doi: 10.1016/j.chemosphere.2009.09.021
- Cardador, M. J. (2014). *Estrategias Analíticas en el control de Ácidos Haloacéticos* (Tesis doctoral). Universidad de Córdoba, Córdoba, España. Recuperado de <https://helvia.uco.es/xmlui/handle/10396/12013>
- Carraro, E., Bonetta, S., Bertino, C., Lorenzi, E., Bonetta, S. y Gilli, G. (2016). Hospital effluents management: Chemical, physical, microbiological risks and legislation in different countries. *Journal of Environmental Management*, 168, 185-199. doi: 10.1016/j.jenvman.2015.11.021
- Carraro, E., Bonetta, S. y Bonetta, S. (2018). Hospital Wastewater: Existing Regulations and Current Trends in Management. En P. Verlicchi (Ed.), *Hospital Wastewaters* (Vol. 60, pp. 1-16). Cham: Springer International Publishing. doi: 10.1007/698_2017_10
- Castillo, J. R. (2016). *Ciencia Analítica sin Fronteras: Contaminantes Emergentes*. Zaragoza, España: Prensas de la Universidad de Zaragoza.
- Causanilles, A., Ruepert, C., Ibáñez, M., Emke, E., Hernández, F. y de Voogt, P. (2017). Occurrence and fate of illicit drugs and pharmaceuticals in wastewater from two wastewater treatment plants in Costa Rica. *Science of the Total Environment*, 599-600, 98-107. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.202
- Chandrappa, R. y Das, D.G. (2014). *Sustainable water engineering. Theory and practice*. Recuperado de <https://ebookcentral.proquest.com/lib/sidunalibro-ebooks/detail.action?docID=1712694>
- Cheza, C. (2015). *Diseño de una fosa séptica para el tratamiento de aguas residuales hospitalarias para el Centro de Investigación de Ciencias Forenses de la Fiscalía de Nueva Loja y la disposición final al alcantarillado de la ciudad* (Tesis de Licenciatura). Universidad Internacional del Ecuador, Quito, Ecuador. Recuperado de <http://repositorio.uide.edu.ec:8080/xmlui/handle/37000/2201>
- Cisneros, B. J. (2014). Water Recycling and Reuse. En S. Ahuja (Ed.), *Water Reclamation and Sustainability* (pp. 431-454). Elsevier. doi: 10.1016/B978-0-12-411645-0.00018-3
- City of Mount Juliet. (2018). *Design Criteria for Grease Interceptors*. Tennessee, USA. Recuperado de <https://www.mtjuliet-tn.gov/documentcenter/view/1188>

- Conley, D. J., Paerl, H. W., Howarth, R. W., Boesch, D. F., Seitzinger, S. P., Havens, K. E., ... Likens, G. E. (2009). Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus. *Science*, 323(5917), 1014-1015. doi: 10.1126/science.1167755
- Contraloría General de la República. (2013). *Informe acerca de la eficacia del Estado para garantizar la calidad del agua en sus diferentes usos* (Informe N° DFOE-AE-IF-01-2013). San José, Costa Rica. Recuperado de https://cgrfiles.cgr.go.cr/publico/jaguar/sad_docs/2013/DFOE-AE-IF-01-2013.pdf
- Contraloría General de la República. (2015). *Informe N° DFOE-AE-IF-05-2015 Informe de auditoría especial acerca del control ejercido por el Ministerio de Salud sobre los sistemas de tratamiento de aguas residuales de tipo especial*. San José, Costa Rica. Recuperado de https://cgrfiles.cgr.go.cr/publico/docs_cgr/2015/SIGYD_D_2015009195.pdf
- Çeçen, F. (2018). Removal and behaviour of hazardous pollutants in biological treatment systems. En F. Çeçen y U. Tezel (Eds.), *Hazardous Pollutants in Biological Treatment Systems: Fundamentals and a Guide to Experimental Research* (pp. 123-182). London, UK: IWA Publishing. doi: 10.2166/9781780407715_123
- Delgado, L. F., Faucet-Marquis, V., Pfohl-Leszkowicz, A., Dorandeu, C., Marion, B., Schetrite, S. y Albasi, C. (2011). Cytotoxicity micropollutant removal in a crossflow membrane bioreactor. *Bioresource Technology*, 102(6), 4395-4401. doi: 10.1016/j.biortech.2010.12.107
- Devi, R. (2013). Evaluation of Low-Cost Bio-technology for Community-Based Domestic Wastewater Treatment. En R. K. Salar, S. K. Gahlawat, P. Siwach y J. S. Duhan (Eds.), *Biotechnology: Prospects and Applications* (pp. 227-234). New Delhi: Springer India. doi: 10.1007/978-81-322-1683-4_17
- Dordio, A., Carvalho, A. J. P., Teixeira, D. M., Dias, C. B. y Pinto, A. P. (2010). Removal of pharmaceuticals in microcosm constructed wetlands using *Typha spp.* and LECA. *Bioresource Technology*, 101(3), 886-892. doi: 10.1016/j.biortech.2009.09.001
- Dordio, A. V., Belo, M., Martins Teixeira, D., Palace Carvalho, A. J., Dias, C. M. B., Picó, Y. y Pinto, A. P. (2011). Evaluation of carbamazepine uptake and metabolization by *Typha spp.*, a plant with potential use in phytotreatment. *Bioresource Technology*, 102(17), 7827-7834. doi: 10.1016/j.biortech.2011.06.050
- Duarte, C. y Gutiérrez, F. (2013). *Tratamiento de agua residual hospitalaria previamente ozonizada utilizando un reactor anaerobio de lecho fijo* (Informe de proyecto de grado). Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá, Colombia. Recuperado de <https://repository.unimilitar.edu.co/handle/10654/11357>
- Dutta, A. y Sarkar, S. (2015). Sequencing Batch Reactor for Wastewater Treatment: Recent Advances. *Current Pollution Reports*, 1(3), 177-190. doi: 10.1007/s40726-015-0016-y
- Eljarrat, E., Díaz-Cruz, M. S., Farré, M., de Alda, M. J. L., Petrović, M. y Barceló, D. (2013). Analysis of Emerging Contaminants in Sewage Sludge. En T. Vicent, G. Caminal, E. Eljarrat y D. Barceló (Eds.), *Emerging Organic Contaminants in Sludges* (Vol. 24, pp. 31-71). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. doi: 10.1007/698_2012_155
- Emmanuel, E., Pierre, M. G. y Perrodin, Y. (2009). Groundwater contamination by microbiological and chemical substances released from hospital wastewater: Health risk assessment for drinking water consumers. *Environment International*, 35(4), 718-726. doi: 10.1016/j.envint.2009.01.011
- Escher, B. I., Baumgartner, R., Koller, M., Treyer, K., Lienert, J. y McArdell, C. S. (2011). Environmental toxicology and risk assessment of pharmaceuticals from hospital wastewater. *Water Research*, 45(1), 75-92. doi: 10.1016/j.watres.2010.08.019
- Fatone, F. (2010). Membrane BioReactors: A Cost-Effective Solution to Enhance the Removal of Xenobiotics from Urban Wastewaters? En D. Fatta-Kassinos, K. Bester y K. Kümmerer (Eds.), *Xenobiotics in the Urban Water Cycle* (Vol. 16, pp. 339-354). Dordrecht: Springer Netherlands

- Frédéric, O. y Yves, P. (2014). Pharmaceuticals in hospital wastewater: Their ecotoxicity and contribution to the environmental hazard of the effluent. *Chemosphere*, 115, 31-39. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.01.016
- Gaffney, V., Cardoso, V. V., Cardoso, E., Teixeira, A. P., Martins, J., Benoliel, M. J. y Almeida, C. M. M. (2017). Occurrence and behaviour of pharmaceutical compounds in a Portuguese wastewater treatment plant: Removal efficiency through conventional treatment processes. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(17), 14717-14734. doi: 10.1007/s11356-017-9012-7
- Gerardi, M. H. (2010). *Troubleshooting the Sequencing Batch Reactor*. Recuperado de <https://ebookcentral.proquest.com/lib/sidunalibroeboks/detail.action?docID=564949&query=troubleshooting+sbr>
- German Technology for Water and Energy. (s.f.). *Difusores de burbuja fina para el tratamiento de aguas*. Recuperado de <http://www.tratamiento-de-aguas.cr/difusores-membrana-burbuja-fina/>
- Gómez, J. (2010). *Evaluación del funcionamiento de la planta de tratamiento de aguas residuales del Hospital San Vicente de Paul de Heredia y propuesta para el mejoramiento en su manejo* (Práctica profesional supervisada de Bachillerato). Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica.
- Goullé, J.-P., Saussereau, E., Mahieu, L., Cellier, D., Spiroux, J. y Guerbet, M. (2012). Importance of Anthropogenic Metals in Hospital and Urban Wastewater: Its Significance for the Environment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 89(6), 1220-1224. doi: 10.1007/s00128-012-0829-y
- Hernández, A. (1999). *Caracterización Preliminar de la Descarga Líquida del Hospital México* (Proyecto de graduación de Licenciatura). Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.
- Hernández, A. (2015). *Manual de diseño de estaciones depuradoras de aguas residuales*. Madrid, España: Garceta
- Hernandez-Raquet, G. (2013). Fate of Emerging Contaminants during Aerobic and Anaerobic Sludge Treatment. En T. Vicent, G. Caminal, E. Eljarrat y D. Barceló (Eds.), *Emerging Organic Contaminants in Sludges* (Vol. 24, pp. 73-112). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. doi: 10.1007/978-2012-160
- Hernández, R., Fernández, C. y Baptista, P. (2010). *Metodología de la Investigación*. México D.F., México: Mc Graw-Hill.
- Hocquet, D., Muller, A. y Bertrand, X. (2016). What happens in hospitals does not stay in hospitals: antibiotic-resistant bacteria in hospital wastewater systems. *Journal of Hospital Infection*, 93(4), 395-402. doi: 10.1016/j.jhin.2016.01.010
- Idris, A., Abdullah, A. G. L., Hung, Y.-T. y Wang, L. K. (2010). Wetlands for Wastewater Treatment. En L. K. Wang, J.-H. Tay, S. T. L. Tay y Y.-T. Hung (Eds.), *Environmental Bioengineering* (pp. 317-350). Totowa, NJ: Humana Press. doi: 10.1007/978-1-60327-031-1_10
- Instituto Costarricense de Electricidad. (s.f.). *Líneas de transmisión y campos electromagnéticos*. San José, Costa Rica. Recuperado de <https://www.grupoice.com/wps/wcm/connect/19ae6b97-af0b-4505-aeb5-2e93266182d7/FolletoLineasdeTransmisionyCamposElectromagneticos.pdf?MOD=AJPERES&CVID=I2lITgZ>
- Jelic, A., Gros, M., Ginebreda, A., Céspedes-Sánchez, R., Ventura, F., Petrović, M. y Barceló, D. (2011). Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. *Water Research*, 45(3), 1165-1176. doi: 10.1016/j.watres.2010.11.010
- Jenkins, T. E. (2013). *Aeration control system design: a practical guide to energy and process optimization*. Recuperado de <https://ebookcentral.proquest.com/lib/sidunalibro-ebooks/detail.action?docID=1517411>
- Kahl, S., Nivala, J., van Afferden, M., Müller, R. A. y Reemtsma, T. (2017). Effect of design and operational conditions on the performance of subsurface flow treatment wetlands: Emerging organic contaminants as indicators. *Water Research*, 125, 490-500. doi: 10.1016/j.watres.2017.09.004
- Kinney, C. A., Furlong, E. T., Zaugg, S. D., Burkhardt, M. R., Werner, S. L., Cahill, J. D. y Jorgensen, G. R. (2006). Survey of Organic Wastewater Contaminants in Biosolids Destined for Land Application. *Environmental Science & Technology*, 40(23), 7207-7215. doi: 10.1021/es0603406
- Kovalova, L., Siegrist, H., Singer, H., Wittmer, A. y McArdell, C. S. (2012). Hospital Wastewater Treatment by Membrane Bioreactor: Performance and Efficiency for Organic Micropollutant Elimination. *Environmental Science & Technology*, 46(3), 1536-1545. doi: 10.1021/es203495d

- Kümmerer, K. y Helmers, E. (2000). Hospital Effluents as a Source of Gadolinium in the Aquatic Environment. *Environmental Science & Technology*, 34(4), 573-577. doi: 10.1021/es990633h
- Kümmerer, K. (2004). *Pharmaceuticals in the Environment: Sources, Fate, Effects and Risks*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-662-09259-0
- Kümpel, T., Alexy, R. y Kümmerer, K. (2001). What do We Know about Antibiotics in the Environment? En K. Kümmerer (Ed.), *Pharmaceuticals in the Environment: Sources, Fate, Effects and Risks* (pp. 67-76). Springer, Berlin, Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-662-04634-0_7
- Lachassagne, D., Soubrand, M., Casellas, M., González-Ospina, A. y Dagot, C. (2015). Impact of sludge stabilization processes and sludge origin (urban or hospital) on the mobility of pharmaceutical compounds following sludge landspreading in laboratory soil-column experiments. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(21), 17135-17150. doi: 10.1007/s11356-015-4918-4
- Laws, E. A. (2018). *Aquatic Pollution. An Introductory Text*. New Jersey, USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Leu, S.-Y., Chan, L. y Stenstrom, M. K. (2012). Toward Long Solids Retention Time of Activated Sludge Processes: Benefits in Energy Saving, Effluent Quality, and Stability. *Water Environment Research*, 84(1), 42-53. doi: 10.2175/106143011X12989211841052
- Li, Y., Zhu, G., Ng, W. J. y Tan, S. K. (2014). A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. *Science of the Total Environment*, 468-469, 908-932. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.09.018
- Lienert, J., Bürki, T. y Escher, B. I. (2007). Reducing micropollutants with source control: substance flow analysis of 212 pharmaceuticals in faeces and urine. *Water Science and Technology*, 56(5), 87-96. doi: 10.2166/wst.2007.560
- Mackul'ak, T., Mosný, M., Škubák, J., Grabic, R. y Birošová, L. (2015). Fate of psychoactive compounds in wastewater treatment plant and the possibility of their degradation using aquatic plants. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 39(2), 969-973. doi: 10.1016/j.etap.2015.02.018
- Madrigal, H., Fonseca, A. y Reynolds, J. (2015). Investigación del Laboratorio de Hidrología Ambiental en Aguas Subterráneas del Valle Central y Pacífico de Costa Rica. En A. Suárez, C. Morera y K. Blanco (Eds.), *Gestión de Cuencas Hidrográficas: Experiencias y Perspectivas desde la UNA 2014* (pp. 133-166). Heredia, Costa Rica: EUNA
- Mahmoud, A., Olivier, J., Vaxelaire, J. y Hoadley, A. F. A. (2013). Advances in Mechanical Dewatering of Wastewater Sludge Treatment. En S. K. Sharma y R. Sanghi (Eds.), *Wastewater Reuse and Management* (pp. 253-303). doi: 10.1007/978-94-007-4942-9_9
- Manouchehri, M. y Kargari, A. (2017). Water recovery from laundry wastewater by the cross flow microfiltration process: A strategy for water recycling in residential buildings. *Journal of Cleaner Production*, 168, 227- 238. doi: 10.1016/j.jclepro.2017.08.211
- Matamoros, V. y Bayona, J. M. (2008). Behavior of Emerging Pollutants in Constructed Wetlands. En D. Barceló y M. Petrović (Eds.), *Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste* (Vol. 5S/2, pp. 199-217). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. doi: 10.1007/978-3-662-09259-0_5
- Mazzitelli, J.-Y., Budzinski, H., Cachot, J., Geffard, O., Marty, P., Chiffre, A., ... Geret, F. (2018). Evaluation of psychiatric hospital wastewater toxicity: what is its impact on aquatic organisms? *Environmental Science and Pollution Research*, 25(26), 26090-26102. doi: 10.1007/s11356-018-2501-5
- Mehrabani-Zeinabad, M. (2016). *Advanced Oxidative Processes for Treatment of Emerging Contaminants in Water* (tesis doctoral). University of Calgary, Alberta, Canada. Recuperado de <https://prism.ucalgary.ca/handle/11023/3519>
- Mendoza, A., Aceña, J., Pérez, S., López de Alda, M., Barceló, D., Gil, A. y Valcárcel, Y. (2015). Pharmaceuticals and iodinated contrast media in a hospital wastewater: A case study to analyse their presence and characterise their environmental risk and hazard. *Environmental Research*, 140, 225-241. doi: 10.1016/j.envres.2015.04.003
- Ministerio de Salud, Ministerio de Ambiente y Energía e Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados. (2016). *Política Nacional de Saneamiento en Aguas Residuales*. San José, Costa Rica. Recuperado de

- <https://www.aya.go.cr/Noticias/Documents/Politica%20Nacional%20de%20Saneamiento%20en%20Aguas%20Residuales%20marzo%202017.pdf>
- Ministerio de Vivienda, Urbanismo y Asentamientos Humanos. (2017). *Productos PRUGAM: IFAs Cantonales sin Viabilidad Ambiental*. Recuperado de https://www.mivah.go.cr/PRUGAM_IFAS_CRTM05_La_Union.shtml
- Molins-Delgado, D., Díaz-Cruz, M. S. y Barceló, D. (2015). Introduction: Personal Care Products in the Aquatic Environment. En M. S. Díaz-Cruz y D. Barceló (Eds.), *Personal Care Products in the Aquatic Environment* (Vol. 36, pp. 1-34). Cham: Springer International Publishing. doi: 10.1007/698_2014_302
- Mora, D. A, Mata, A. y Portuquez, C. F. (2016). *Agua para consumo humano y saneamiento y su relación con los indicadores básicos de salud en Costa Rica: Objetivos de Desarrollo del Milenio y la agenda para 2030*. Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados. San José, Costa Rica. Recuperado de <https://www.aya.go.cr/centroDocumetacion/catalogoGeneral/Informe%20de%20calidad%20del%20agua%202015.pdf>
- Morales, C. N. (2006). *Diseño de un sistema para el tratamiento de aguas residuales provenientes de un hospital* (Tesis de Licenciatura). Instituto Tecnológico de Sonora, Sonora, México. Recuperado de https://biblioteca.itson.mx/dac_new/tesis/143_carlos_morales.pdf
- Moreira, D. C. F., de Sá, J. S. M., Cerqueira, I. B., Oliveira, A. P. F., Morgano, M. A. y Quintaes, K. D. (2014). Evaluation of iron, zinc, copper, manganese and selenium in oral hospital diets. *Clinical Nutrition*, 33(5), 808-814. doi: 10.1016/j.clnu.2013.10.021
- Municipalidad de La Unión. (2018). *Plan Regulador del Cantón de La Unión*. Cartago, Costa Rica. Recuperado de <https://drive.google.com/file/d/17DPqCKqTEqUDBWTFh40afwkqXl5EzSjs/view>
- Muñoz, M., García-Muñoz, P., Pliego, G., Pedro, Z. M. d., Zazo, J. A., Casas, J. A. y Rodríguez, J. J. (2016). Application of intensified Fenton oxidation to the treatment of hospital wastewater: Kinetics, ecotoxicity and disinfection. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(4), 4107-4112. doi: 10.1016/j.jece.2016.09.019
- Namieśnik, J., Wolska, L., Czernych, R., Gałęzowska, G. y Cieszyńska, M. (2014). Classifying the Transformation Products (TPs) of Emerging Contaminants (ECs) for Prioritizing Research into their Impact on the Environment and Human Health. En D. A. Lambropoulou y Leo. M. L. Nollet (Eds.), *Transformation Products of Emerging Contaminants. Analysis, Processes, Occurrence, Effects and Risks*. Recuperado de <https://ebookcentral.proquest.com/lib/sidunalibro-ebooks/detail.action?docID=1629335&query=transformation+products+emerging+contaminants>
- Obarska-Pempkowiak, H., Gajewska, M., Wojciechowska, E. y Pempkowiak, J. (2015). *Treatment Wetlands for Environmental Pollution Control*. Cham: Springer International Publishing. doi: 10.1007/978-3-319-13794-0
- Odio, G. (2003). *Diseño Preliminar de una Planta de Tratamiento para las Aguas Residuales del Hospital México* (Proyecto de graduación de Licenciatura). Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.
- Oldenkamp, R., Beusen, A. H. W. y Huijbregts, M. A. J. (2019). Aquatic risks from human pharmaceuticals—modelling temporal trends of carbamazepine and ciprofloxacin at the global scale. *Environmental Research Letters*, 14(3), 034003. doi: 10.1088/1748-9326/ab0071
- Oliveira, T. S., Murphy, M., Mendola, N., Wong, V., Carlson, D. y Waring, L. (2015). Characterization of Pharmaceuticals and Personal Care products in hospital effluent and waste water influent/effluent by direct-injection LC-MS-MS. *Science of the Total Environment*, 518-519, 459-478. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.02.104
- Oliveira, T. S., Al Aukidy, M. y Verlicchi, P. (2018). Occurrence of Common Pollutants and Pharmaceuticals in Hospital Effluents. En P. Verlicchi (Ed.), *Hospital Wastewaters* (Vol. 60, pp. 171-188). Cham: Springer International Publishing. doi: 10.1007/698_2017_5
- Omil, F., Suárez, S., Carballa, M., Reif, R. y Lema, J. M. (2010). Criteria for Designing Wastewater Treatment Plants for Enhanced Removal of Organic Micropollutants. En D. Fatta-Kassinos, K. Bester y K. Kümmerer (Eds.), *Xenobiotics in the Urban Water Cycle* (Vol. 16, pp. 283-306). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Organisation for Economic Co-operation and Development. (2017). *Health at a Glance 2017: OECD Indicators*. OECD Publishing, Paris. doi: 10.1787/health_glance-2017-en

- Organización Mundial de la Salud. (2006). *Guías para la calidad del agua potable*. Recuperado de https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_full_lowres.pdf
- Ortegón, E., Pacheco, J. F. y Roura, H. (2005). *Metodología general de identificación, preparación y evaluación de proyectos de inversión pública*. CEPAL. Recuperado de https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/5608/1/S056394_es.pdf
- Ortiz, C. E. M. y Chaparro, T. R. (2014). Combinación de procesos de oxidación avanzada y procesos anaerobios para tratamiento de aguas residuales hospitalarias. *Afinidad*, 71(5), 63-67. Recuperado de <https://core.ac.uk/download/pdf/39152371.pdf>
- Pérez-Álvarez, I., Islas, H., Gómez, L. M., Barceló, D., López De Alda, M., Pérez, S., ... Galar, M. (2018). Determination of metals and pharmaceutical compounds released in hospital wastewater from Toluca, Mexico, and evaluation of their toxic impact. *Environmental Pollution*, 240, 330-341. doi: 10.1016/j.envpol.2018.04.116
- Picado, D. (2019). *Costo por metro cuadrado*. Colegio Federado de Ingenieros y de Arquitectos. Recuperado de <https://cfia.zendesk.com/hc/es/articles/115003352293-Costo-por-metro-cuadrado>
- Poder Ejecutivo de la República de Costa Rica. (2004). Decreto Ejecutivo N° 32133. Declara de interés público y necesidad social el diseño, financiamiento, ejecución, operación y mantenimiento de obras para la recolección, tratamiento y disposición final de aguas residuales, generados en centros urbanos. *Diario La Gaceta N° 239*. San José, Costa Rica, 7 de diciembre de 2004.
- Poder Ejecutivo de la República de Costa Rica. (2007). Decreto Ejecutivo N° 33601-S-MINAE Reglamento de Vertido y Reúso de Aguas Residuales. *Diario La Gaceta N° 155*, alcance 8. San José, Costa Rica, 19 de marzo de 2007.
- Poder Ejecutivo de la República de Costa Rica. (2015). Decreto Ejecutivo N° 39316-S Reglamento Para el Manejo y Disposición Final de Lodos y Biosólidos. *Diario La Gaceta N°234*, alcance 106. San José, Costa Rica, 2 de diciembre de 2015.
- Poder Ejecutivo de la República de Costa Rica. (2016). Decreto Ejecutivo N° 39887-S-MINAE Reglamento de Aprobación de Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales. *Diario La Gaceta N° 179*, alcance 186. San José, Costa Rica, 19 de septiembre de 2016.
- Popple, T. (2013). *The Behaviour, Fate and Removal of Pharmaceuticals in Biological Nutrient Removal Sewage Treatment* (Tesis doctoral). University of Portsmouth, Hampshire, UK. Recuperado de [https://researchportal.port.ac.uk/portal/en/theses/the-behaviour-fate-and-removal-of-pharmaceuticals-in-biological-nutrient-removal-sewage-treatment\(7b67f73d-d777-4a25-9b7b-0ae3edcc58dc\).html](https://researchportal.port.ac.uk/portal/en/theses/the-behaviour-fate-and-removal-of-pharmaceuticals-in-biological-nutrient-removal-sewage-treatment(7b67f73d-d777-4a25-9b7b-0ae3edcc58dc).html)
- Reynolds, J., Araguás, L., Fraile, J., Castro, L. y Rozanski, K. (2013). Infiltración de nitratos a través de los suelos volcánicos en el Valle Central, Costa Rica. En K. Blanco y C. Morera (Eds.), *Recurso hídrico en la zona norte de Heredia: la experiencia de la UNA*, 73-84. Recuperado de <http://www.documentos.una.ac.cr%2Fbitstream%2Fhandle%2Funa/docs%2F2332%2Frecursoshidrico.pdf%3Fsequence%3D1%26isAllowed%3Dy&usq=AOvVaw1ymzf3EYJIIEFtrnyGpeGX>
- Richardson, S. D. y Postigo, C. (2012). Drinking Water Disinfection By-products. En D. Barceló (Ed.), *Emerging Organic Contaminants and Human Health* (Vol. 20, pp. 93-137). Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. doi: 10.1007/698_2011_125
- Richmond, E. K., Rosi, E. J., Walters, D. M., Fick, J., Hamilton, S. K., Brodin, T., ... Grace, M. R. (2018). A diverse suite of pharmaceuticals contaminates stream and riparian food webs. *Nature Communications*, 9(1). doi: 10.1038/s41467-018-06822-w
- Rodríguez, A. (2002). *Caracterización Preliminar de la Descarga Líquida del Hospital Monseñor Sanabria* (Proyecto de graduación de Licenciatura). Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica.
- Rodríguez, I. (23 de febrero de 2016). Incapacidades por trastornos mentales suman 39.000 cada año. *La Nación*. Recuperado de <https://www.nacion.com/ciencia/salud/incapacidadespor-trastornos-mentales-suman-39-000-cada-ano/AXTKMG2XBVBTJ43CL7J4OQR2Q/story/>
- Rodríguez-Mozaz, S., Chamorro, S., Marti, E., Huerta, B., Gros, M., Sánchez-Melsió, A., ... Balcázar, J. L. (2015). Occurrence of antibiotics and antibiotic resistance genes in hospital and urban wastewaters and their impact on the receiving river. *Water Research*, 69, 234-242. doi: 10.1016/j.watres.2014.11.021

- Rodríguez-Mozaz, S., Lucas, D. y Barceló, D. (2018). Full-Scale Plants for Dedicated Treatment of Hospital Effluents. En P. Verlicchi (Ed.), *Hospital Wastewaters* (Vol. 60, pp. 189-208). Cham: Springer International Publishing. doi: 10.1007/698_2017_13
- Romero, J. (2010). *Tratamiento de Aguas Residuales: Teoría y Principios de Diseño*. Bogotá, Colombia: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Ruepert, C. (2011). *Plaguicidas y otros contaminantes. XVII Informe del Estado de la Nación 2010*. San José, Costa Rica. Recuperado de https://estadonacion.or.cr/files/biblioteca_virtual/017/Ponencia-Clemens-Plaguicidas-y-otros-contaminantes.pdf
- Sánchez, E., Nikolaeva, S. y Travieso, L. (2015). *Tratamiento de Residuales: Fundamentos y Aplicaciones para Latinoamérica*. Heredia, Costa Rica: EUNA.
- Schwarzenbach, R. P., Escher, B. I., Fenner, K., Hofstetter, T. B., Johnson, C. A., von Gunten, U. y Wehrli, B. (2006). The Challenge of Micropollutants in Aquatic Systems. *Science*, 313(5790), 1072-1077. doi: 10.1126/science.1127291
- Seoáñez, M. (2012). *Manual de las aguas residuales industriales*. Madrid, España: McGraw-Hill, Inc.
- Shammas, N. K. y Wang L. K. (2007) Belt Filter Presses. En Wang L. K., Shammas N. K., Hung Y.-T. (Eds.) *Biosolids Treatment Processes* (pp. 519-540). Totowa, N. J: Humana Press. doi: 10.1007/978-1-59259-996-7_17
- Shammas, N. K. y Wang, L. K. (2009). SBR Systems for Biological Nutrient Removal. En L. K. Wang, N. K. Shammas y Y.-T. Hung (Eds.), *Advanced Biological Treatment Processes* (pp. 157-183). Totowa, NJ: Humana Press. doi: 10.1007/978-1-60327-170-7_5
- Silva, B., Costa, F., Neves, I. C. y Tavares, T. (2015). *Psychiatric Pharmaceuticals as Emerging Contaminants in Wastewater*. Cham: Springer International Publishing.
- Soto, M. (31 de marzo de 2017). Deudas y adicción tecnológica internan a ticos en psiquiátrico. *CRHoy*. Recuperado de <https://www.crhoy.com/nacionales/deudas-y-adiccion-tecnologica-internan-a-ticos-en-psiquiatrico/>
- Spongberg, A. L., Witter, J. D., Acuña, J., Vargas, J., Murillo, M., Umaña, G., ... Pérez, G. (2011). Reconnaissance of selected PPCP compounds in Costa Rican surface waters. *Water Research*, 45(20), 6709-6717. doi: 10.1016/j.watres.2011.10.004
- Tchobanoglous, G., Stensel, H. D., Tsuchihashi, R., Burton, F., Abu-Orf, M., Bowden, G, ..., Pfrang, W. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resources Recovery*. New York, USA: Mc Graw-Hill, Inc.
- Tomei, M. C., Annesini, M. C. y Daugulis, A. J. (2010). Removal of Xenobiotics from Wastewater in Sequencing Batch Reactors: Conventional and Two-Phase Configurations. En D. Fatta-Kassinos, K. Bester y K. Kümmerer (Eds.), *Xenobiotics in the Urban Water Cycle* (Vol. 16, pp. 355-374). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Unión Europea. Directiva (UE) 91/271/CEE del Consejo Europeo, de 30 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de aguas residuales urbanas. Diario Oficial de la Unión Europea. L 135, pp. 40-52. Recuperado de <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex%3A31991L0271>
- United Nations Environment. (2018). *Progress for Ambient Water Quality. Piloting the monitoring methodology and initial findings for SDG 6 indicator 6.3.2*. Recuperado de <http://www.unwater.org/publications/progress-on-ambient-water-quality-632/>
- United Nations Environment. (2019). *Global Environment Outlook – GEO 6: Healthy Planet, Healthy People*. Nairobi, Kenya. doi: 10.1017/9781108627146
- Verlicchi, P., Galletti, A., Petrović, M. y Barceló, D. (2010). Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. *Journal of Hydrology*, 389(3-4), 416-428. doi: 10.1016/j.jhydrol.2010.06.005
- Verlicchi, P., Galletti, A. y Al Aukidy, M. (2013a). Hospital Wastewaters: Quali-Quantitative Characterization and for Strategies for Their Treatment and Disposal. En S. K. Sharma y R. Sanghi (Eds.), *Wastewater Reuse and Management* (pp. 225-251). Dordrecht: Springer Netherlands. doi: 10.1007/978-94-007-4942-9_8
- Verlicchi, P., Galletti, A., Petrovic, M., Barceló, D., Al Aukidy, M. y Zambello, E. (2013b). Removal of selected pharmaceuticals from domestic wastewater in an activated sludge system followed by a horizontal subsurface flow bed — Analysis of their respective contributions. *Science of the Total Environment*, 454- 455, 411-425. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.03.044

- Verlicchi, P. y Zambello, E. (2015). Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the case of application on soil — A critical review. *Science of the Total Environment*, 538, 750-767. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.08.108
- Verlicchi, P., Al Aukidy, M. y Zambello, E. (2015a). What have we learned from worldwide experiences on the management and treatment of hospital effluent? — An overview and a discussion on perspectives. *Science of the Total Environment*, 514, 467-491. doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.02.020
- Verlicchi, P., Zambello, E. y Al Aukidy, M. (2015b). Removal of Personal Care Products in Constructed Wetlands. En M. S. Díaz-Cruz y D. Barceló (Eds.), *Personal Care Products in the Aquatic Environment* (Vol. 36, pp. 319-353). Cham: Springer International Publishing. doi: 10.1007/698_2014_282
- Verlicchi, P. (2018a). *Hospital Wastewaters*. Cham: Springer International Publishing. doi: 10.1007/978-3-319-62178-4
- Verlicchi, P. (2018b). Pharmaceutical Concentrations and Loads in Hospital Effluents: Is a Predictive Model or Direct Measurement the Most Accurate Approach? En P. Verlicchi (Ed.), *Hospital Wastewaters* (Vol. 60, pp. 101-133). Cham: Springer International Publishing. doi: 10.1007/698_2016_24
- Wang, L. K. y Li, Y. (2009). Sequencing Batch Reactors. En L. K. Wang, N. C. Pereira, Y.-T Hung (Eds.), *Biological Treatment Processes* (pp. 459-511). New York, USA: Humana Press. Recuperado de <https://link-springer-com.una.idm.oclc.org/book/10.1007/978-1-60327-156-1>
- Wilderer, P. A., Irvine, L. R. y Goronszy, M. C. (2001). *Sequencing Batch Reactor Technology*. Recuperado de https://books.google.co.cr/books/about/Sequencing_Batch_Reactor_Technology.html?id=2t-4qTfvAPEC&redir_esc=
- Winker, M., Faika, D., Gulyas, H. y Otterpohl, R. (2008). A comparison of human pharmaceutical concentrations in raw municipal wastewater and yellowwater. *Science of the Total Environment*, 399(1-3), 96-104. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.03.027
- World Water Assessment Programme. (2017). *Agua residual: El recurso desaprovechado*. Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. París, Francia. Recuperado de <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002476/247647S.pdf>
- Xiang, J., Wu, M., Lei, J., Fu, C., Gu, J. y Xu, G. (2018). The fate and risk assessment of psychiatric pharmaceuticals from psychiatric hospital effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 150, 289-296. doi: 10.1016/j.ecoenv.2017.12.049
- Yang, Y.-Y., Toor, G. S., Wilson, P. C. y Williams, C. F. (2016). Septic systems as hot-spots of pollutants in the environment: Fate and mass balance of micropollutants in septic drainfields. *Science of the Total Environment*, 566-567, 1535-1544. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.043
- Yuan, S., Jiang, X., Xia, X., Zhang, H. y Zheng, S. (2013). Detection, occurrence and fate of 22 psychiatric pharmaceuticals in psychiatric hospital and municipal wastewater treatment plants in Beijing, China. *Chemosphere*, 90, 2520-2525. doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.10.089
- Zhang, D. Q., Tan, S. K., Gersberg, R. M., Sadreddini, S., Zhu, J. y Tuan, N. A. (2011). Removal of pharmaceutical compounds in tropical constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 37(3), 460-464. doi: 10.1016/j.ecoleng.2010.11.002
- Zhang, D. Q., Gersberg, R. M., Hua, T., Zhu, J., Tuan, N. A. y Tan, S. K. (2012). Pharmaceutical removal in tropical subsurface flow constructed wetlands at varying hydraulic loading rates. *Chemosphere*, 87(3), 273-277. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.12.067
- Zorita, S., Mårtensson, L. y Mathiasson, L. (2009). Occurrence and removal of pharmaceuticals in a municipal sewage treatment system in the south of Sweden. *Science of the Total Environment*, 407(8), 2760-2770. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.12.030

8. ANEXOS

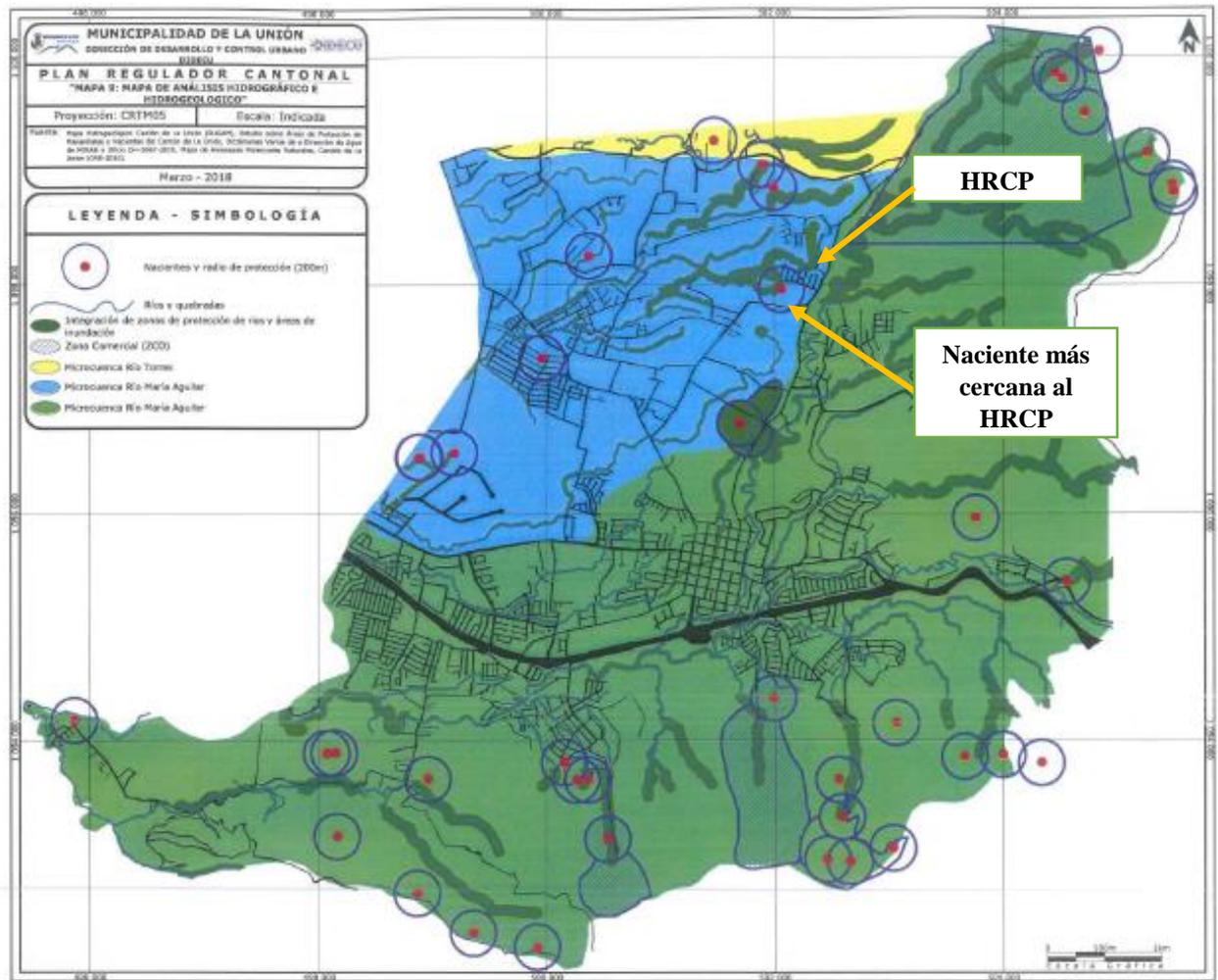
Anexo 1. Cuestionario de preguntas mixtas aplicado a los miembros de las áreas identificadas como críticas en el HRCP

- 1- ¿En qué horario trabaja el área?, ¿qué días de la semana?
- 2- ¿En qué consiste el proceso operativo del área?
- 3- ¿Qué subprocesos consumen un volumen más elevado de agua?⁴⁵
- 4- ¿Qué sustancias químicas se emplean en el proceso? Marque todas las opciones posibles.
 - a. Jabones
 - b. Detergentes
 - c. Desinfectantes
 - d. Esterilizantes.
 - e. Otros
- 5- ¿Cómo se manejan los desechos de estas sustancias?, ¿cuáles de estos desechos se vierten por el drenaje

⁴⁵ En este caso se enumeraron los subprocesos asociados a cada área. No se muestran en la pregunta, debido a que los subprocesos varían significativamente en las distintas áreas a las que se les aplicó el cuestionario.

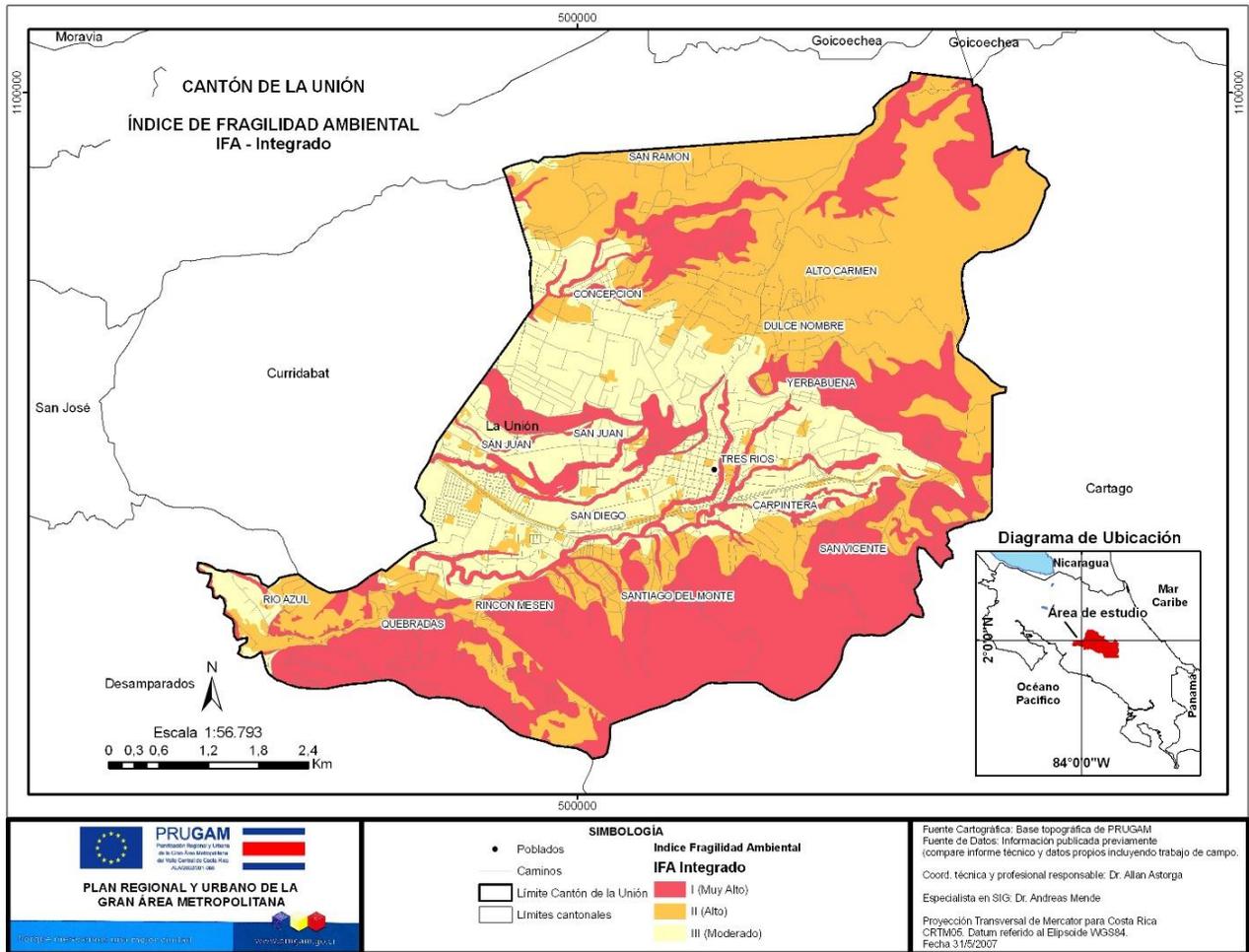
Anexo 2. Mapas del cantón de La Unión

Anexo 2.a. Ubicación de las nacientes presentes en el cantón de La Unión, con sus respectivos radios de protección.



Fuente: adaptado de Municipalidad de La Unión (2018).

Anexo 2.b. Mapa de IFA integrado para el cantón de La Unión.



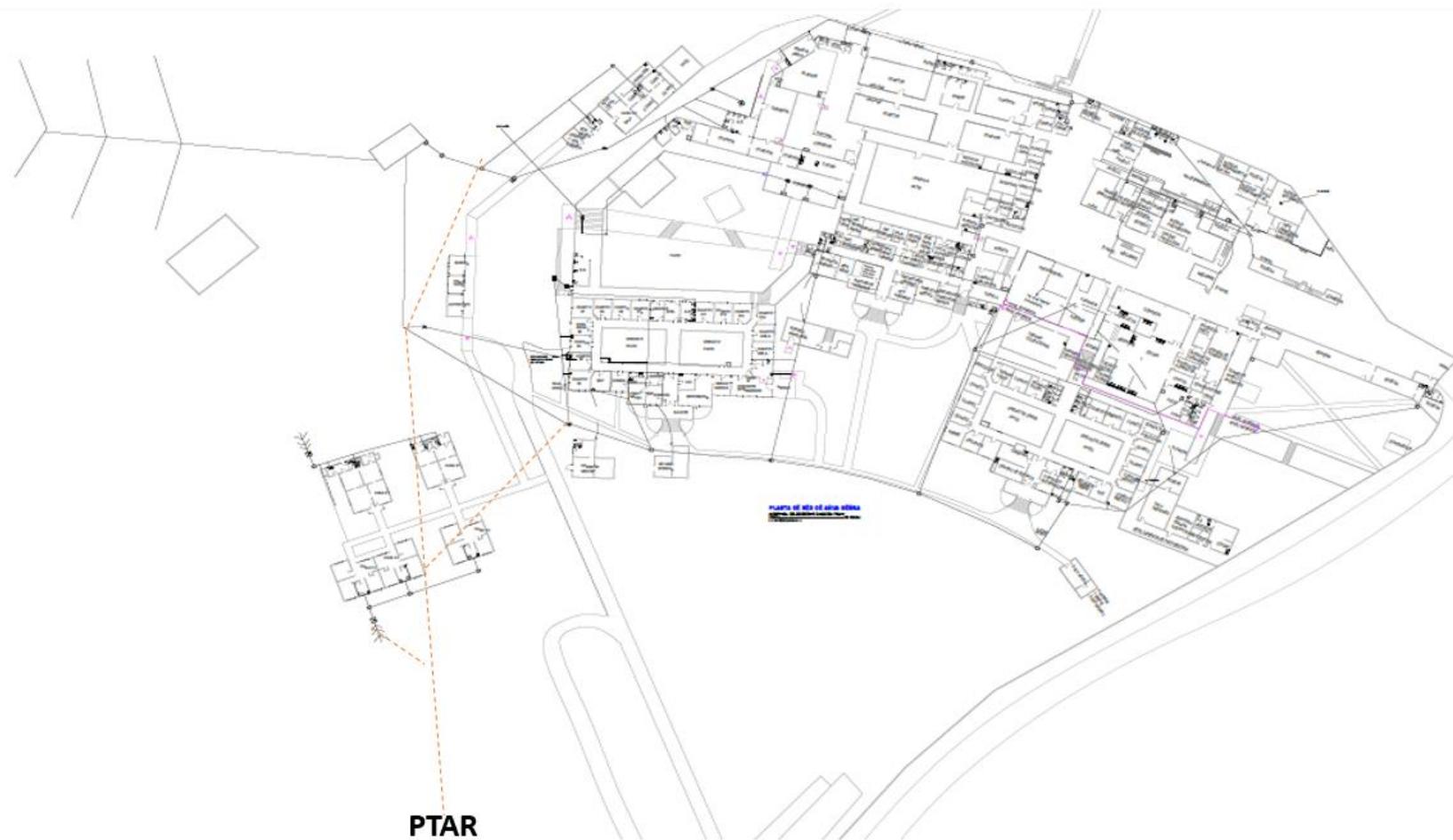
Fuente: Ministerio de Vivienda, Urbanismo y Asentamientos Humanos (s.f.).

Anexo 3. Tabla de constantes empleadas en el diseño de la PTAR

Sistema	Constantes	Unidades	Valor	
Desbaste	β	-	1,67	
	b_H	g SSV g SSV ⁻¹ d ⁻¹	0,14	
	b_N aerobia	g SSV g SSV ⁻¹ ·d ⁻¹	0,17	
	b_N anóxica	g SSV g SSV ⁻¹ d ⁻¹	0,08	
	b_N promedio	g SSV g SSV ⁻¹ d ⁻¹	0,11	
	Y_H	g SSV g sustrato oxidado ⁻¹ d ⁻¹	0,45	
RSB	Y_N	g SSV g sustrato oxidado ⁻¹ d ⁻¹	0,15	
	f_d	-	0,15	
	NO _x	mg L ⁻¹	20,34	
	$K_{O,AOB}$	mg L ⁻¹	0,5	
	K_{NH_4}	mg L ⁻¹	0,5	
	$\mu_{m\acute{a}x,AOB}$	g g ⁻¹ d ⁻¹	1,03	
	b_o	-	0,270	
	b_i	-	0,162	
	$C_{S,20}$	mg L ⁻¹	9,09	
	P barométrica en San Ramón de Tres Ríos	m	10,33	
	Eficiencia del difusor, E_d	%	15	
	Aireación	β	-	0,95
		α	-	0,7
		d_e	-	0,4
P_b		m	10,33	
F		-	0,7	
Densidad del aire a T y P de San Ramón, ρ		kg m ⁻³	0,98	
R		kJ kmol ⁻¹ K ⁻¹	8,314	
HA	Porosidad del medio, n	%	40	
	Conductividad hidráulica, K	m d ⁻¹	10 000	
Cloración	Viscosidad cinemática del agua a 20 °C, ν	m ² s ⁻¹	1,003·10 ⁻⁶	

Fuente: adaptado de Tchobanoglous et al. (2014) y Romero (2010).

Anexo 4. Plano de aguas residuales del HRCP



Fuente: información interna de la Dirección de Administración de Proyectos Especiales, CCSS

