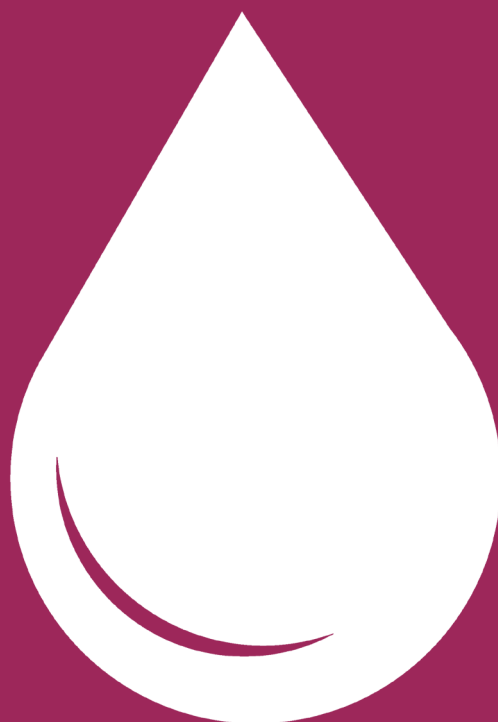


ESTUDIOS UNIVERSITARIOS DE
POSGRADO EN HIDROLOGÍA

máster en
hidrología
y gestión
de recursos hídricos

PROYECTOS
2018



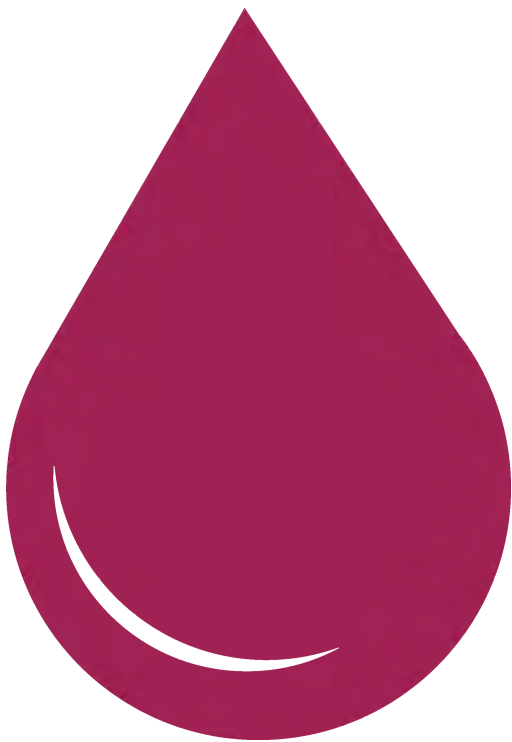
instituto
imdeaagua

Estudios Universitarios de Posgrado de las
Universidades de Alcalá y Rey Juan Carlos
(coordina Universidad de Alcalá)

Este volumen recoge los mejores Trabajos Fin de Máster realizados en el curso 2017-2018.

Felicitamos a los autores por sus contribuciones en el ámbito de la hidrología.

La Comisión Docente





Índice

EVALUACIÓN DE LA RED DE MONITOREO DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS SUPERFICIALES DE PANAMÁ MEDIANTE HERRAMIENTAS ESTADÍSTICAS Y SISTEMAS DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA.

4

Autora: Marylin Castillo

Director: Dr. Juan Antonio Pascual Aguilar

Alcalá de Henares, 21 Mayo 2018

ESTUDIO DE LA RECARGA DE LOS ACUÍFEROS DE LA CUENCA TRANSFRONTERIZA DE CHIRA – CATAMAYO (REPÚBLICAS DEL PERÚ Y DEL ECUADOR)

55

Autor: Elmer Condori Quispe

Directora: Dra. Irene de Bustamante Gutiérrez

Alcalá de Henares, 21 Mayo 2018

CONSUMO DE ENERGÍA EN LA DEPURACIÓN. TENDENCIAS PARA MEJORAR LA EFICIENCIA Y LA AUTOSUFICIENCIA ENERGÉTICA EN LAS EDAR

122

Autor: Elías Herrero Casado

Director: Dr. Eloy García Calvo

Alcalá de Henares, 25 septiembre 2018

BIOELECTROSÍNTESIS DE ÁCIDOS ORGÁNICOS A PARTIR DEL CO² EMPLEANDO ELECTRODOS DE LECHO FLUIDIZADO

182

Autora: María Llorente

Directores: Dr. Abraham, Esteve

Dra. Sara Tejedor

Alcalá de Henares, 25 Septiembre 2018

ESTUDIO DE CO-CULTIVOS DEFINIDOS DE MICROORGANISMOS ELECTROACTIVOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES SALINAS

221

Autora: Juliana Maita Abad

Directores: Dr. Abraham Esteve

Dr. Juan Manuel Ortiz Díaz

Dr. Alessandro Carmona Martínez

Quito, 18 Julio 2018

VALORACIÓN ECONÓMICA DE LOS SERVICIOS DEL ECOSISTEMA DEL MONTE PROTECTOR DEL EMBALSE DE ALCORLO (GUADALAJARA)

257

Autor: Daniel Sousa

Director: Dr. Alberto del Villar García

Alcalá de Henares, 21 Mayo 2018



**ANÁLISIS DE LOS EFECTOS DE INUNDACIÓN SOBRE LA CUENCA DEL RÍO
PALO, DEPARTAMENTO DE CAUCA - COLOMBIA 306**

Autora: Juliana Uribe Aguado

Director: Dr. Juan Antonio Pascual

Alcalá de Henares, 21 Mayo 2018

**DETERMINACIÓN DE ÁREAS DE INUNDACIÓN PARA DIFERENTES PERIODOS
DE RETORNO EN LA ZONA URBANA DE PORTOVIEJO, ECUADOR 357**

Autor: Willian Arcadio Vélez Zamora

Director: Dr. Francisco Carreño Conde

Alcalá de Henares, 25 Septiembre 2018

**PRODUCCIÓN DE FERTILIZANTES DE AMONIO A PARTIR DE ORINA HUMANA
POR EL MÉTODO DE DESTILACIÓN POR MEMBRANA. INVESTIGACIÓN SOBRE
LA OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO 429**

Autor: María del Camino Vicente Ayuso

Directores: Dra. Irene de Bustamante Gutiérrez

Prof. Hokyong Shon

Quito, 18 Julio 2018

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS



**MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

**Evaluación de la red de monitoreo de la calidad de las
aguas superficiales de Panamá mediante herramientas
estadísticas y Sistemas de Información Geográfica**

*Assessment of the Panama surface water quality monitoring
network by statistical tools and Geographical Information
Systems*

AUTORA:
Marylin Castillo Weeks

DIRECTOR:
Juan Antonio Pascual

Alcalá de Henares, 21 de mayo de 2018

INDICE

RESUMEN.....	8
1. INTRODUCCIÓN	8
1.1. Organigrama de las Cuencas Hidrográficas de Panamá	9
1.2. Red Nacional de Monitoreo: Generalidades y Antecedentes	12
1.3. Objetivos de la Red.....	12
2. METODOLOGÍA.....	13
2.1. Recopilación y preparación de la información	14
2.2. Exploración y Análisis de los datos de la Red mediante herramientas estadísticas.....	14
2.3. Posibilidad de Caracterización y aplicación de índices de calidad del agua	15
2.4. Aplicación del Índice CCME WQI	17
3. RESULTADOS	20
3.1. Análisis de la Información de la Red Nacional de Monitoreo	20
3.1.1. Sitios de monitoreo	20
3.1.2. Parámetros e indicadores de calidad	25
3.2. Mapas de Frecuencia y Posibilidad de Caracterización.....	28
3.3. Índice CCMe WQI.....	34
4. DISCUSIÓN	38
4.1. Debilidades y Fortalezas encontradas.....	38
4.2. Discusión sobre Directrices y Normativas Internacionales en Redes de Monitoreo	42
4.3. Futuras actuaciones y recomendaciones	44
5. CONCLUSIONES.....	45
6. BIBLIOGRAFÍA.....	46
7. ANEXOS.....	51

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Descripción de los criterios de calidad del índice CCME WQI	19
Tabla 2. Recuento del número de ríos y sitios de monitoreo por cuenca.....	22
Tabla 3. Ríos y Sitios muestreados por año ..	24
Tabla 4. Metodología de análisis de los parámetros de calidad de la red de monitoreo de Panamá.....	25
Tabla 5. Valores estadísticos para cada parámetro de monitoreo	26
Tabla 6. Categorías de frecuencia de mediciones de los parámetros	28
Tabla 7. Categorías del mapa de posibilidad de caracterización.....	32
Tabla 8. Formato de Cálculo utilizado para la determinación del Factor 1	34
Tabla 9. Formato de Cálculo utilizado para la determinación del Factor 2.....	35
Tabla 10. Formato de Cálculo utilizado para la determinación del Factor 3	36
Tabla 11. Formato de Cálculo para el CCME WQI	36
Tabla 12. Resultados de la aplicación del índice CCME WQI por cuenca	37
Tabla 13. Clasificación de las cuencas según la calidad del agua	37
Tabla 14. Comparación entre los índices ICA y CCME WQI	38

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de cuencas hidrográficas de la República de Panamá, por región hídrica ..	11
Figura 2. Mapa de distribución espacial de los sitios de la Red Nacional de monitoreo ...	21
Figura 3. Gráfico de número de sitios de monitoreo por cuenca	22
Figura 4. Gráfico de número de sitios de monitoreo y área superficial de cuenca	23
Figura 5. Gráfico de dispersión de sitios monitoreados y área superficial de la cuenca	24
Figura 6. Gráfico del incremento de los sitios monitoreados por año, periodo 2002-2013	25
Figura 7. Histogramas de los parámetros medidos en la red nacional de monitoreo	27
Figura 8. Categorías de calidad del agua del índice ICA.....	28
Figura 9. Mapa de frecuencia de medición del parámetros turbidez.....	29
Figura 10. Mapa de frecuencia de medición de los parámetros pH y temperatura	29
Figura 11. Mapa de frecuencia de medición de los parámetros nutrientes	30
Figura 12. Mapa de frecuencia de medición del parámetro sólidos totales	30
Figura 13. Mapa de frecuencia de medición del parámetros demanda biológica de oxígeno	31
Figura 14. Mapa de frecuencia de medición del parámetros coliformes fecales	31
Figura 15. Mapa de posibilidad de caracterización	33

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

BPI: Índice de Contaminación Bacteriana
CCME WQI: Índice de Calidad del Agua del Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente
DBO: Demanda Biológica de Oxígeno
DDT: Diclorodifenil Tricloroetano
DMR: Índice de calidad del agua del Río Des Moines
EC.: ecuación
F1: factor 1 del CCME WQI
F2: factor 2 del CCME WQI
F3: factor 3 del CCME WQI
ICA: Índice de Calidad del Agua
ICOMO: Índice de Contaminación por Materia Orgánica
ICOpH: Índice de Contaminación de pH
ICOSUS: Índice de Contaminación por Sólidos Suspendidos
ICOtemp: Índice de Contaminación de Temperatura
Km: kilómetros
Km²: kilómetros cuadrados
mg/l: miligramo por litro
mm: milímetros
m³: metros cúbicos
mS/cm: mili siemens por centímetro
mS/m: mili siemens por metro
MW: MegaWatt
NA: No disponible (not availables)
NPI: Índice de Contaminación por Nutrientes
OPI: Índice de Contaminación Orgánica
OWQI: Índice de Calidad del Agua de Oregon
PCBs: bifenilos policlorados

SDT: sólidos disueltos totales
SIG: sistemas de información geográfica
SST: sólidos suspendidos totales
ST: sólidos totales
WQI -NSF: Índice de Calidad del agua de Fundación Nacional de Saneamiento, Estados Unidos.

RESUMEN

Ante la necesidad de conocer el estado ambiental actual de la calidad del agua y sus variaciones temporales, como los impactos originados por las actividades antropogénicas sobre las masas de agua superficiales, se han desarrollado a lo largo del tiempo varias estrategias de evaluación mediante planes y redes de monitoreo de la calidad del agua. En Panamá, el Ministerio de Ambiente dispone de una Red Nacional de Monitoreo de la Calidad de las Aguas Superficiales. Sin embargo, desde su planteamiento en el año 2002 no se han reportado informes por parte de las autoridades ambientales de la evaluación del desempeño de la red ni la revisión de sus procedimientos y objetivos.

El presente trabajo presenta una revisión del actual programa de monitoreo de la calidad de las aguas superficiales en Panamá con la intención de identificar las posibles debilidades del sistema y plantear las recomendaciones a los objetivos del mismo para la generación de información efectiva. La evaluación se llevó a cabo mediante la aplicación de diversas herramientas estadísticas sobre los resultados reportados por la Red. Además, se implementó una metodología para la elaboración de mapas categóricos a través de SIG que clasifiquen los sitios cubiertos por el monitoreo según la posibilidad de obtener información representativa que permita caracterizar la calidad del agua.

Los resultados obtenidos demostraron que la aplicación de variables estadísticas, gráficos descriptivos y los sistemas de información geográfica, es una metodología sencilla y eficaz para la identificación de las principales deficiencias de la red en cuanto a la distribución de los sitios de monitoreo según las áreas superficiales de cada cuenca, las frecuencias de medición de los parámetros y el volumen de datos faltantes que dificultan el proceso de evaluación de la calidad de las cuencas del país. Aunque el levantamiento de la línea base de caracterización de la calidad del agua se ha cumplido para la mayoría de las cuencas incluidas en la red, la cantidad de datos faltantes representa la principal deficiencia. Además, con base a la revisión de las principales directrices internacionales para el diseño de redes de monitoreo, se resaltaron los puntos a fortalecer, las recomendaciones propuestas y la sugerencia de futuras actividades que mejoren el reporte de sus resultados de monitoreo, haciendo la información accesible al público en general.

1. INTRODUCCIÓN

Con una posición geográfica estratégica, Panamá es uno de los países que en términos mundiales ha experimentado el crecimiento económico más rápido de la última década, en torno a 7,2% entre los años 2001 y 2013, según el Banco Mundial, la panameña representa la economía más

competitiva en la región Centroamericana (Banco Mundial, 2015; ANAM, 2011). Gran parte de este crecimiento se debe a la disponibilidad de recursos de la zona sobre todo en cuanto al aprovechamiento del recurso hídrico. La precipitación media anual se estima alrededor de los 2.924 mm y una disponibilidad de agua del orden de los 119,5 mil millones de m³, según el balance hidrológico del país (CANSH, 2016).

La operación del Canal de Panamá, principal vía de paso interoceánico de la región y entre las más relevantes del mundo, desde su transferencia a la administración panameña hasta el 2008 ha representado un aporte al Estado alrededor de 1,4 millones de dólares (Sabonge, 2014). Se abastece de los aportes hídricos de la cuenca del canal constituido por 3 embalses, Lago Gatún, Lago Alhajuela y Lago Miraflores, 7 ríos principales y 4 subcuencas, para lograr el funcionamiento y desempeño de sus operaciones. (ACP, 2017). Este significativo aporte sitúa a la cuenca del canal como el elemento hidrológico de mayor relevancia en el país, además del resto de las actividades económicas que utilizan sus aportes como el abastecimiento de la Ciudad de Panamá, capital del país, y la ciudad de Colón; y la generación de energía hidroeléctrica. (www.acp.pa).

Hasta la fecha, las Hidroeléctricas constituyen la principal fuente de generación de energía eléctrica en el país (58,27%) cuya capacidad instalada asciende

hasta los 1.715 MW en el primer semestre del año 2017 (ASEP, 2017). Esta actividad representa el usuario con la mayor demanda del agua, la cual se mantiene a ritmo con el crecimiento económico del país.

Además de las actividades ya mencionadas existen otras actividades que hacen uso del agua a nivel nacional, como la producción agropecuaria e industrial y el sector turístico y recreativo.

1.1. Organización de las Cuencas

Hidrográficas de Panamá

Todas las actividades económicas que utilizan como recurso principal las masas de agua superficiales en Panamá son apoyadas en las captaciones de la red hídrica del país que consta de 500 ríos distribuidos en 52 cuencas hidrográficas, las cuales fueron delimitadas y enumeradas mediante el proyecto Hidrometereológico Centroamericano (PHCA) (ANAM, 2011).

El sistema de cadenas montañosas del país se extiende de Este a Oeste dividiendo el territorio en la vertiente del Atlántico (también denominada vertiente del Caribe) y la vertiente del Pacífico. En la vertiente del Pacífico desembocan 350 ríos pertenecientes a 35 de las 52 cuencas hidrográficas, los cuales se caracterizan por una longitud media de 106 km y pendiente media de 2,27% (CANSH, 2016). El 30% restante del territorio nacional lo conforma la vertiente Atlántica donde se ubican 18 cuencas hidrográficas con un total de 150

ríos. Estos ríos tienen una longitud media de 56 km y una pendiente media de 2,5% (UNESCO, 2008).

- Regiones hídricas

Con la propuesta del Plan Nacional de Gestión Integrada de los Recursos Hídricos, llevada a cabo por la Autoridad Nacional del Ambiente en el 2007, se planteó la división de las cuencas hidrográficas del país en cinco regiones hídricas, según sus características biofísicas, climáticas y socioculturales. Sin embargo, en el 2016, esta clasificación fue modificada a 6 regiones hídricas (CANSH, 2016) a saber: Central, Caribe Occidental, Caribe Oriental,

Pacífico Occidental, Pacífico Central y Pacífico Oriental (figura 1). A pesar de la implementación de normativas nacionales sobre el uso del agua, el aumento de las dotaciones otorgadas a los usuarios y el desarrollo de actividades agrícolas e industriales en torno a las riveras de los cauces han originado presiones significativas y fuentes de contaminación puntuales y difusas que afectan la cantidad y empeoran la calidad del recurso para su aprovechamiento sostenible.

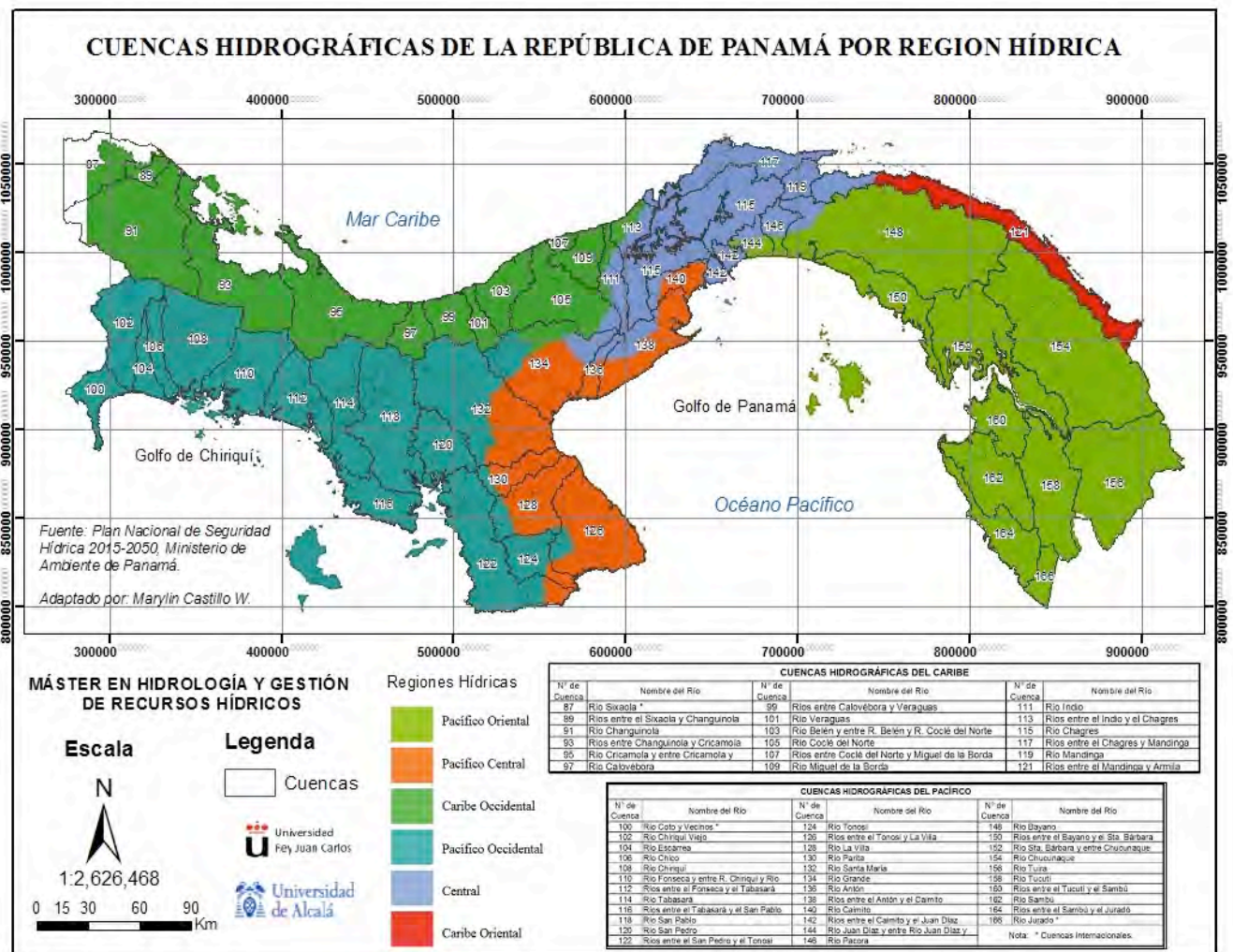


Figura 1. Mapa de Cuencas Hidrográficas de la República de Panamá, por Región Hídrica. Adaptado de: CANSH (2016), INEC, Panamá (www.contraloria.gob.pa).

Entre las principales presiones que afectan el recurso hídrico en Panamá se encuentran las aguas residuales de complejos urbanísticos, comerciales y polígonos industriales concentrados en la vertiente del Pacífico, generadas por la falta de sistemas de tratamiento adecuado. La eliminación de cobertura vegetal riparia y la deficiencia de los sistemas de drenaje pluviales también contribuyen al deterioro de las masas superficiales originando problemáticas en cuanto a inundaciones y pérdidas de hábitats acuáticos, entre otros (Cornejo et al., 2017).

Ante la necesidad de conocer el estado ambiental actual de la calidad del agua y sus

variaciones temporales, como los impactos originados por las actividades antropogénicas para determinar el tratamiento mínimo según el uso que se pretenda, se han desarrollado a lo largo del tiempo varias estrategias de evaluación mediante planes y redes de monitoreo de la calidad del agua. El Monitoreo de la Calidad del agua es definido según la Fuerza de Trabajo Intergubernamental sobre el control de la calidad del agua (ITFM, por sus siglas en inglés) del Comité Consultivo Interinstitucional sobre datos de agua de Estados Unidos como “una actividad integrada para evaluar el carácter físico,

químico y biológico del agua en relación con la salud humana, las condiciones ecológicas y los usos del agua designados” (www.acwi.gov). Las actividades generales incluyen el monitoreo de ríos, lagos, embalses, estuarios, aguas costeras, precipitaciones atmosféricas, humedales y agua subterránea.

En Panamá, para determinar la calidad de la extensa y compleja trama de masas de agua superficiales el Ministerio de Ambiente, organismo estatal encargado de los temas ambientales, dispone de una Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua de los principales ríos y cuencas hidrográficas del país. El enfoque inicial de la iniciativa pretendía conocer la condición de calidad de las aguas superficiales del país y de ser posible, poder identificar las fuentes de contaminación de los ríos del país (ANAM, 2004). A continuación, se describen las generalidades de la Red de monitoreo y sus principales objetivos.

1.2. Red de Nacional de Monitoreo: Generalidades y Antecedentes.

En el año 2001, la Administración General de la Autoridad Nacional del Ambiente (ANAM), actual Ministerio de Ambiente, inicia un conjunto de actividades de la mano con la Agencia de Cooperación Internacional del Japón para la creación de un laboratorio de ensayo para la realización de análisis químicos de parámetros contemplados en las normas de agua promulgadas a la fecha y

poder obtener información de la calidad de las masas de agua (ANAM, 2004).

A raíz de este convenio, en el año 2002, se inicia el Proyecto sobre Técnicas de Monitoreo de la Calidad del Agua en la República de Panamá en el cual se dispuso del equipo técnico e instrumental necesarios para la realización de las actividades de monitoreo de las aguas superficiales.

1.3. Objetivos de la Red

La Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua de Panamá fue definida en el Compendio de Resultados del Informe de Monitoreo de la Calidad del Agua en las Cuencas Hidrográficas de Panamá Años 2002-2008 como “un sistema de sitios o puntos de muestreo ubicados estratégicamente en los principales ríos del país para determinar la calidad de sus aguas” (ANAM, 2009).

El objetivo inicial del programa consistía en la creación de una línea base de la condición de calidad de las aguas superficiales del país aunado a la posibilidad de identificar posibles fuentes de contaminación para así proceder con el establecimiento de las medidas correspondientes de mitigación y/o prevención.

Como un segundo objetivo se planteaba la utilización de la información analítica derivada del programa de monitoreo para sentar las bases o punto de partida en la elaboración de normas de calidad de agua

para diferentes usos dentro del territorio nacional (ANAM, 2004).

Con el lanzamiento del Plan Nacional de Seguridad Hídrica 2015-2050 – Agua para Todos, se reafirma la importancia del control y seguimiento de la calidad del agua de las masas superficiales a través de la Meta N°4 denominada “Cuencas Hidrográficas Saludables” que plantea actividades para la mejora de los planes de manejo y gestión integrada de las cuencas hidrográficas y el fortalecimiento de la monitorización de la calidad del agua (CANSH, 2016). Bajo este enfoque, se hace de vital necesidad la revisión del actual programa de monitoreo con la intención de identificar las posibles debilidades del sistema y el replanteamiento de los objetivos del mismo para la generación de información efectiva que respalde los proyectos presentados a mediano/largo plazo y la evaluación de la eficacia de las medidas planteadas por el Plan de Seguridad Hídrica en la conservación y disponibilidad de los recursos hídricos.

El presente trabajo tiene como objetivo general la revisión del actual programa de monitoreo de la calidad de las aguas superficiales en Panamá llevado a cabo por el Ministerio de Ambiente. La evaluación se llevará a cabo mediante la aplicación de diversas herramientas estadísticas sobre los resultados reportados por la Red. Además, se implementará una metodología para la elaboración de mapas categóricos que clasifiquen los sitios cubiertos por el

monitoreo según la posibilidad de obtener información representativa que permita caracterizar la calidad del agua. Finalmente se establecerán las recomendaciones para las necesarias modificaciones en los protocolos de la red mediante la discusión de algunas directrices a nivel internacional como la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea, guías metodológicas de las Naciones Unidas/WHO y distintas investigaciones y estudios sobre el diseño de redes de evaluación de la calidad del agua superficial. Con este resultado se pretende proporcionar una base objetiva para la formulación y fortalecimiento de medidas futuras en el rediseño de la red que mejoren la calidad de la información proporcionada y permitan el acceso al público general.

2. METODOLOGÍA

En esta sección se describe la metodología empleada para la evaluación de la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua de las Aguas Superficiales de Panamá en cuanto a su eficiencia para proporcionar información acorde a los objetivos del monitoreo. En ese sentido, se describe a continuación las cuatro fases en que se llevó a cabo el proceso de evaluación: 1) Recopilación y preparación de la información, 2) Exploración y análisis de los datos de la Red mediante técnicas y herramientas estadísticas, 3) Desarrollo de la metodología para la evaluación de la Posibilidad de Caracterización del recurso

hídrico y 4) Aplicación del Índice CCME WQI como instrumento de evaluación de la calidad del agua mediante la información proporcionada por la red .

La etapa final de la evaluación conlleva la discusión de los resultados obtenidos en el desarrollo de las cuatro fases de evaluación para poder encontrar las posibles fortalezas y debilidades de la Red actual de monitoreo con la finalidad de proponer algunas modificaciones y sus futuras modificaciones. Este planteamiento se abordará en el capítulo de la Discusión de los resultados.

2.1. Recopilación y preparación de la información

Para la realización de todo el proceso de evaluación se contó con los datos de los resultados de análisis fisicoquímicos de los muestreos de calidad de agua superficial que se encuentran recopilados en los compendios de la Red Nacional de Monitoreo, llevados a cabo por el Ministerio de Ambiente de Panamá durante los periodos 2002 a 2012 (ANAM, 2004; ANAM, 2006; ANAM, 2009; ANAM, 2013). Los datos de estos resultados se encuentran tabulados con los parámetros medidos como las filas y los sitios de monitoreo como columnas, agrupadas en tablas individuales para cada río monitoreado. Este arreglo de la información no permite una exploración y manejo de los datos de manera efectiva para su posterior análisis por lo que se procedió con la creación de una nueva tabla maestra mediante el uso de la herramienta de hoja de

cálculo de Microsoft Excel versión 2006, en la cual se compiló todas las tablas de resultados de cada río. La tabla creada comprende un total de 3966 instancias que corresponden a los datos disponibles para cada sitio de monitoreo y 29 columnas correspondientes al número de la cuenca, el río al que pertenece, coordenadas en formato UTM, fecha y año de monitoreo, temporada de monitoreo, los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos medidos, así como el índice de calidad de agua (ICA) de cada estación.

Para trabajar la información tabulada, se establecieron filtros a cada una de las columnas de la tabla mediante la herramienta Filtrar de la sección de Edición de la barra de herramientas de Excel, así como la aplicación de un formato numérico con el objeto de depurar la información, optimizarla y prepararla, para su utilización en análisis estadísticos posteriores.

2.2. Exploración y Análisis de los datos de la Red mediante herramientas estadísticas

La exploración y análisis de la información que se tiene de la Red Nacional de Monitoreo se evaluó mediante la aplicación de sistemas de información geográfica (SIG), con la herramienta ArcMap versión 10.5.1 (ArcGIS, ESRI, 2017) para la creación de los mapas que representen la distribución espacial de los sitios estudiados y otras informaciones relevantes al estudio, además de análisis estadísticos y gráficos descriptivos del total

de los sitios monitoreados por año, realizados mediante las hojas de cálculo de Excel.

Para la realización del mapa de los sitios de monitoreo se filtró la información de las coordenadas geográficas y se creó una nueva tabla con la información correspondiente a cada sitio. Se utilizó el mapa de las regiones climáticas de Panamá (CANSI, 2016) como mapa base sobre el cual se proyectaron los puntos de coordenadas, georreferenciado y adaptado al sistema de coordenadas WGS_1984_UTM Zona 17N, mediante la herramienta de Georreferenciación del ArcMap, sobre el cual se dispuso la capa digital vectorial (shapefile) de las cuencas hidrográficas.

El segundo filtro de la información tabulada se realizó con el objeto de obtener el recuento de los sitios establecidos por cuenca. El resultado de este recuento por cuenca fue contrastado con el área superficial de cada cuenca cuya información fue obtenida de las tablas de la página web de la división de Hidrometeorología de ETESA, Panamá (www.hidromet.com.pa).

Además, se realizó un filtro sobre la información de los años de monitoreo para obtener el recuento de sitios monitoreados por año y así poder evaluar la tendencia en la cobertura de la información a nivel nacional. El periodo contemplado abarca desde el año 2002 al 2013.

Finalmente se calcularon para cada parámetro, las estadísticas descriptivas (e.g.,

media, mínimos, máximos, entre otros) para establecer un entendimiento estadístico de los datos obtenidos por la red. Se utilizó el software de programación estadístico RStudio 1.1.383 para el cálculo de estas variables. Los datos de la red fueron sometidos a una fase de preparación y tratamiento que consistió en el remplazo de los valores reportados como menores al límite de detección (LD) por la mitad del valor correspondiente y en caso de los parámetros reportados como mayores a un límite máximo, se consideró el valor del límite como el dato correspondiente. Los datos reportados directamente como “ $< L.D$ ” sin especificar el valor del límite de detección correspondiente en los informes de resultados de la Red fueron considerados como datos faltantes al no contar con la información de los límites del método analítico utilizado en la determinación del parámetro. Además, se generaron los histogramas característicos de cada variable. Uno de los propósitos de la confección, análisis o interpretación de un Histograma es identificar y clasificar el patrón de variación del conjunto de datos estudiado (e.g., valor medio, recorrido, forma) y elaborar una explicación admisible y relevante para dicha pauta, que relacione la variación con el proceso o fenómeno en estudio.

2.3. Posibilidad de Caracterización y aplicación de índices de calidad del agua

Para determinar la factibilidad de la caracterización de los sitios de monitoreo, fue

necesario realizar un análisis de la cantidad de información disponible mediante una extracción de datos a través de tablas dinámicas, considerando para ello ocho parámetros básicos: pH, Temperatura, Turbidez, Demanda Biológica de Oxígeno, Sólidos Totales, Nitratos, Fosfatos y Coliformes Fecales medidos por la Red Nacional de Monitoreo. Las tablas dinámicas, denominadas en inglés como PivotTables, son herramientas que facilitan la extracción de información cuando se trabaja con grandes bases de datos, como tendencias y patrones ocultos a simple vista. (Aitken, 2006). La selección de los parámetros fue basada en aquellos que poseen la mayor cantidad de mediciones disponibles, así como aquellos que coincidían en la mayor cantidad de índices aplicables según la literatura revisada. El criterio establecido para la implementación de la tabla dinámica se desarrolló tomando en cuenta los sitios de monitoreo como las instancias (filas), los años de monitoreo como las columnas y el recuento de cada parámetro como los valores de la tabla. La información obtenida de dicha tabla corresponde al número de mediciones de cada parámetro por año. El periodo considerado comprende entre el año 2002 y el 2013, por lo que la columna de resultado obtenida corresponde a la sumatoria de la frecuencia de medición de cada parámetro por año en cada sitio de monitoreo.

El siguiente paso en el análisis consistió en la asignación de categorías a los resultados de las sumatorias de frecuencia de medición que

se obtuvieron para cada parámetro medido. De esta forma a cada sitio de monitoreo fue asignado una categoría de frecuencia de medición por cada parámetro considerado. El criterio de selección de las categorías fueron los siguientes:

- Parámetro medido durante todo el periodo con más del 60% de mediciones semestrales.
- Parámetro con medidas semestrales solo el 60% del periodo.
- Parámetro con al menos una medición anual durante todo el periodo.
- Parámetro con al menos una medición anual el 60% del periodo.
- Parámetro medido solo los últimos 7 años.
- Parámetro medido solo el 50% del periodo.
- No se puede caracterizar, menos de 50% de mediciones.

Para la disposición de estos resultados se creó una nueva tabla que resume la información de cada sitio, su coordenada geográfica y su categoría correspondiente.

Las tablas con las categorías para cada parámetro fueron procesadas mediante el programa de SIG ArcMap 10.5.1. para la obtención de mapas con las categorías desplegadas según las coordenadas geográficas de cada sitio de monitoreo. En la proyección de cada categoría del mapa se utilizó la herramienta de Interpolación IDW, del paquete del Analizador Espacial (Spatial

Analyst), para la creación de una superficie continua de la categoría utilizando la técnica de predicción de Distancia Inversa Ponderada (IDW) a partir de los valores puntuales. Seguidamente se aplicó una clasificación de los resultados de la interpolación en 7 clases asignándoles los valores establecidos en las tablas de las categorías de frecuencia de medición de cada parámetro.

Finalmente, se realizó una sumatoria de todos los mapas mediante la Calculadora Raster de las herramientas de análisis espacial (Spatial Analyst), obteniendo un solo mapa resultante. Los valores presentados en dicho mapa corresponden a la suma de todas las categorías de cada parámetro, que seguidamente fueron reclasificados mediante la herramienta de Reclasificación del Spatial Analyst en 6 nuevas categorías.

2.4. Aplicación del Índice CCME WQI

La aplicación de índices para la evaluación de la calidad del agua ha sido ampliamente desarrollada por expertos en países a lo largo del mundo mediante investigaciones que datan desde los años 60. A pesar de sus desventajas inevitables por ejemplo la falta de sensibilidad frente a micro contaminantes, los índices generales de calidad del agua han sido de gran aceptación general, debido a que proporcionan una metodología simplificada para la descripción de la calidad de masas de agua resumiendo los valores de los múltiples parámetros de análisis del agua y proporcionando una fácil interpretación de sus resultados por los tomadores de decisión

no-expertos en el área (Alobaidy et al., 2010; Lumb et al., 2011; Poonam et al., 2015).

Sin embargo, estos índices proporcionan poco o ningún soporte para la comparación frente a normativas de cumplimiento normalmente utilizadas por los gestores ambientales del recurso hídrico que se rigen por las normativas ambientales propias de cada país, además de enfrentarse a limitaciones en cuanto a la adaptación de los métodos internacionales al contexto climático e hidrológico nacional. Ante estas necesidades y con el objetivo de complementar los resultados del actual índice de calidad del agua utilizado en Panamá, en este trabajo se ha propuesto la utilización del índice CCME WQI, desarrollado por el Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente (CCME, 2001). Este índice adaptado del Índice de British Columbia por el Subcomité Técnico del CCME, se basa en el cálculo de tres factores de medición de la varianza (en un rango de 0 a 100) para la representación de la calidad del agua en una magnitud adimensional, relativa a los estándares de referencia seleccionados en la evaluación (Rosemond et al., 2009). El primer factor representa el alcance (scope), el segundo mide la frecuencia (frequency) y el tercer factor, la amplitud de la desviación. Los pasos y fórmulas para el cálculo de cada factor y el índice final fueron tomados del Manual de Usuario del CCME WQI (CCME, 2017).

- Cálculo del CCME WQI

Factor 1: Alcance

El factor Alcance se refiere a la extensión del incumplimiento de los estándares de calidad del agua seleccionados en el periodo de interés. La fórmula para el cálculo se presenta en la ecuación 2.1.

$$F1 = \left(\frac{\text{Número de variables incumplimiento}}{\text{Número total de variables}} \right) \times 100 \quad (\text{EC 2.1})$$

Factor 2: Frecuencia

La Frecuencia representa el porcentaje de pruebas que no cumplen con los objetivos, denominados pruebas fallidas. El término “pruebas” se refiere al número de mediciones para un determinado sitio de monitoreo. Para el cálculo de este factor se utilizó la ecuación 2.2.

$$F2 = \left(\frac{\text{Número de pruebas fallidas}}{\text{Número total de pruebas}} \right) \times 100 \quad (\text{EC 2.2})$$

Factor 3: Amplitud

La amplitud representa la magnitud de la desviación respecto del valor estándar de calidad. El cálculo de la amplitud se realiza en tres pasos: a) Cálculo de la desviación definido como número de veces que un parámetro individual se encuentra fuera del rango o valor del estándar, b) sumatoria de las desviaciones de los parámetros respecto al valor del estándar dividido entre el total de mediciones, denominado Suma Normalizada de Desviaciones (nse por sus siglas en inglés) y c) el F3 se calcula mediante una función asintótica que transforma el resultado del nse

a un rango entre 0 y 100. Los cálculos para los componentes del factor 3 se describen en las ecuaciones 2.3 a 2.5.

- Cálculo de la Desviación

$$= \left(\frac{\text{Valor del parámetro incumpliendo}}{\text{Valor del estándar objetivo}} \right) - 1 \quad (\text{EC 2.3})$$

- Cálculo del nse

$$= \left(\frac{\sum \text{desviación}}{\text{Número de mediciones}} \right) \quad (\text{EC 2.4})$$

- Factor 3

$$F3 = \left(\frac{nse}{0.01nse + 0.01} \right) \quad (\text{EC 2.5})$$

El índice es, por tanto, la sumatoria de los tres factores que resulta en un rango de 0 a 100 donde el valor 100 indica que todas las variables se encuentran dentro de los límites de los estándares seleccionados durante todo el periodo de monitoreo. Se calcula mediante la ecuación 2.6.

$$CCMEWQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1.732} \right) \quad (\text{EC 2.6})$$

El resultado del índice se agrupa en 5 criterios de calidad cuyas descripciones se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1. Descripción de los Criterios de Calidad del Índice CCME WQI. Fuente: CCME (2017).

Rango	Criterio de Calidad	Descripción
95-100	Excelente	La calidad del agua está protegida de contaminación con ausencia de amenaza o deterioro; condiciones muy cercanas a niveles naturales o prístinos.
80-94	Bueno	La calidad del agua está protegida de contaminación solo con un grado menor de amenaza o deterioro; las condiciones rara vez se apartan de los niveles naturales o deseables.
65-79	Aceptable	La calidad del agua generalmente está protegida de contaminación, pero ocasionalmente amenazada o dañada; las condiciones a veces se apartan de los niveles naturales o deseables.
45-64	Marginal	La calidad del agua con frecuencia se ve amenazada o perjudicada; las condiciones a menudo se apartan de los niveles naturales o deseables.
0-44	Malo	La calidad del agua casi siempre está amenazada o dañada; las condiciones generalmente se apartan de los niveles naturales o deseables.

Los estándares seleccionados para la evaluación de los resultados de la red de monitoreo fueron los Niveles de Calidad establecidos en el Artículo 12 del Decreto Ejecutivo N°75 del 4 de junio del 2008 por el cual se dicta la Norma Primaria de Calidad Ambiental y Niveles de Calidad para las Aguas Continentales de uso recreativo con y sin contacto directo en la República de Panamá. Se escogieron los niveles específicos para el contacto directo con las aguas. El Decreto N°75 define las aguas de uso recreativo con contacto directo como “aquellas donde se desarrollan actividades que conllevan un riesgo significativo de tragar agua y/o el contacto prolongado con el líquido incluyendo generalmente la inmersión completa de pies y membranas mucosas (órganos sensibles como nariz, boca, ojos y oídos). Involucra actividades recreativas como la natación, piragüismo, etc. en las cuales las extremidades o el cuerpo total (cara, tronco, extremidades) son

humedecidas o inmersas en el agua” (MEF, 2008).

Los parámetros de la red de monitoreo tomados en cuenta para la aplicación del CCME WQI fueron pH, sólidos suspendidos, oxígeno disuelto, demanda biológica de oxígeno, coliformes fecales y turbidez. Los estándares para dichos parámetros según la norma se presentan en el apartado de Anexos. Para el cálculo de todos los factores y el índice final se crearon formatos de hojas de cálculo mediante el programa Excel 2006, donde se programaron las celdas mediante reglas condicionantes que resaltaran las variables que estuvieran fuera de los límites establecidos por el Decreto N°75. Los formatos para los factores 1, 2 y 3, así como para el cálculo del índice final se obtuvieron ingresando en las celdas las fórmulas correspondientes a las ecuaciones 2.1 a la 2.6.

3. RESULTADOS

3.1. Análisis de la Información de la Red Nacional de Monitoreo

A continuación, se presentan los resultados obtenidos de la evaluación de la información de la red Nacional de Monitoreo en cuanto a sitios establecidos, parámetros medidos y el alcance de la red.

3.1.1. Sitios de monitoreo

Las masas de agua que forman parte de esta red de monitorización fueron aquellas pertenecientes a las cuencas prioritarias del país. Además, fueron seleccionadas aquellas cuencas ubicadas dentro de dos proyectos: el Proyecto Corredor Biológico Mesoamericano CBMAP y el Proyecto Pobreza Rural y Recursos Naturales PPRN (ANAM, 2004).

La selección de los puntos para el muestreo de la red se basa en el establecimiento de tres sitios de muestreo en los ríos principales de cada cuenca y un sitio de muestreo en los ríos tributarios. La ubicación de estos sitios para la colecta de las muestras y medición de parámetros de calidad sigue los siguientes criterios:

- Punto en la parte alta del curso del río, cerca del nacimiento del río donde exista una intervención antrópica nula o despreciable.
- Punto en la parte media del curso del río, donde exista la presencia de actividades antropogénicas.
- Punto en la parte baja del curso del río, situado aproximadamente 400 metros antes de la desembocadura del río en el mar.

El primer resultado de los filtros realizados a la información fue la extracción de las coordenadas por cada sitio de monitoreo y su representación en un mapa según las regiones hídricas, el cual se muestra en la Figura 2. El mapa permitió la visualización de la distribución espacial de los sitios en toda la extensión del territorio de la república.

En el mapa podemos observar que las cuencas 93, 95, 97, 99, 101 y 119 de la vertiente Atlántica, y las cuencas 150, 152, 160, 164, 162 y 166 de la vertiente del Pacífico no cuentan con ningún punto de monitoreo. Además, las regiones hídricas mayormente cubiertas por los sitios de monitoreo de la red son las regiones del Pacífico Central y Pacífico Occidental.

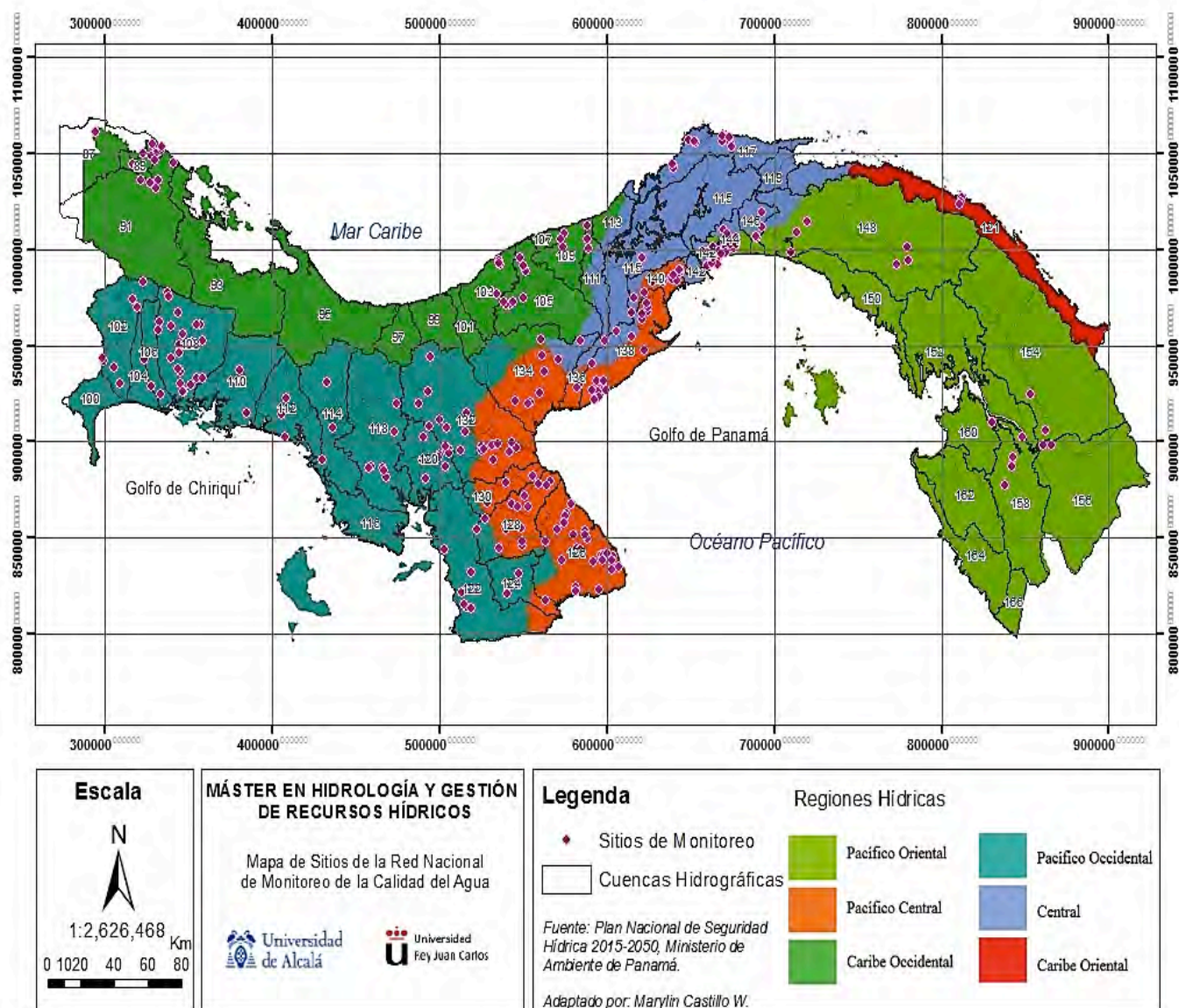


Figura 2. Mapa de distribución espacial de los sitios de la Red Nacional de Monitoreo. Adaptado de: CANSH (2016).

En el siguiente filtro se obtuvo el resultado del recuento de sitios de monitoreo por cuenca hidrográfica que se muestra en la Tabla 2.

El número total de cuencas que monitorea la Red Nacional es de 35. En estas 35 cuencas, se contempla un total de 100 ríos y 286 sitios de monitoreo.

Tabla 2. Recuento del número de ríos y sitios de monitoreo por cuenca

N°Cuenca	Ríos	Sitios	N°Cuenca	Ríos	Sitios
87	1	3	121	1	3
89	2	6	122	4	5
91	2	6	124	2	6
102	2	7	126	10	28
103	2	4	128	7	15
105	3	8	130	1	3
106	1	3	132	7	19
108	6	25	134	4	12
109	1	3	136	1	3
110	1	3	138	6	19
111	1	3	140	4	14
112	1	3	142	5	15
114	1	3	144	3	8
115	1	3	146	1	4
117	4	12	148	2	6
118	4	8	154	4	11
120	3	9	156	1	3
			158	1	3

Estos resultados también se representaron mediante un gráfico de barras para facilitar la interpretación de los resultados y posterior comparación con el área de las cuencas (Figura 3).

Las cuencas de mayor número de sitios de monitoreo son las 108 (25 sitios) y 126 (28 sitios). Existen un total de 13 cuencas que solo poseen 3 sitios de monitoreo.

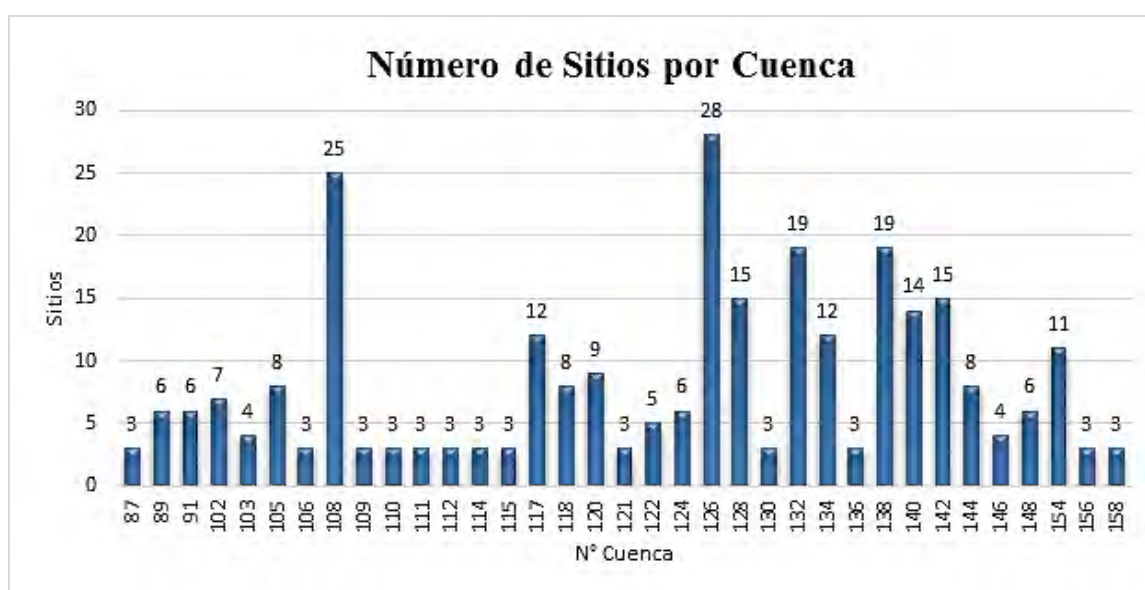


Figura 3. Gráfico de Número de Sitios de monitoreo por cuenca.

El resultado de la comparación de número de sitios (Figura 3) con las áreas superficiales de las cuencas se presenta mediante un gráfico

de barras en la Figura 4. El área de cada cuenca se resume en el Anexo 1 (Tabla de Cuencas Hidrográficas de Panamá).

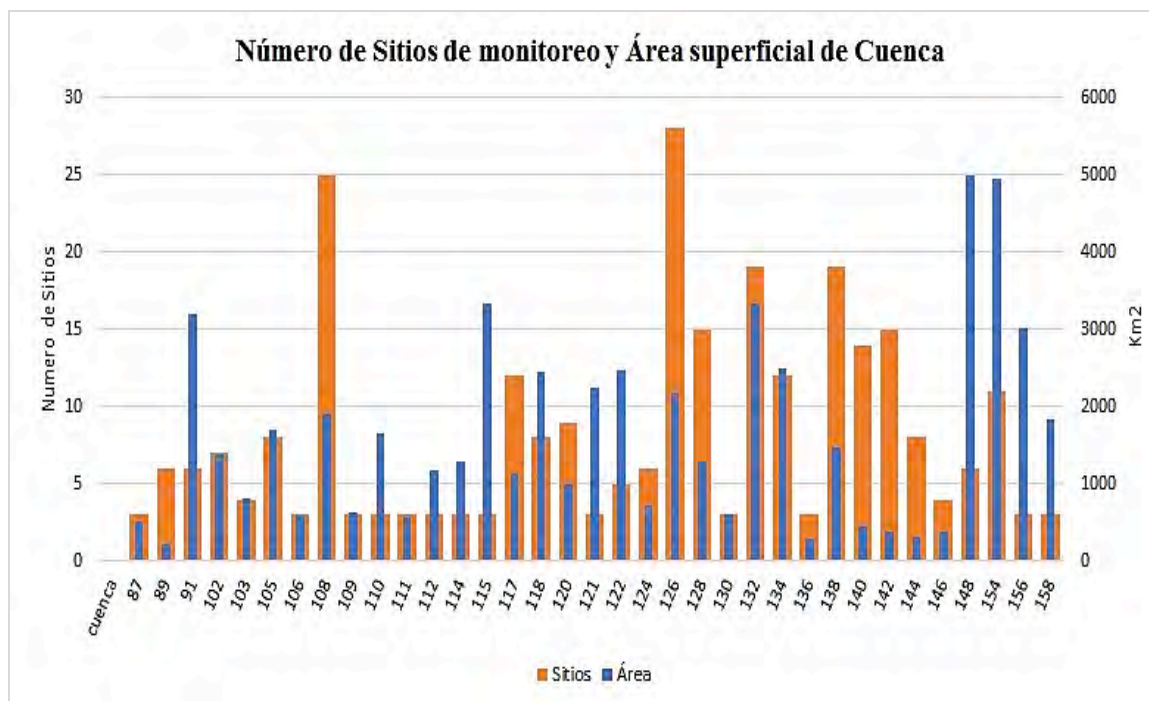


Figura 4. Gráfico de Número de Sitios de monitoreo y Área superficial de Cuenca.

Las cuencas con mayor número de sitios (108 y 126) poseen áreas superficiales en torno a los 2000 km².

En las cuencas 87, 102, 103, 106, 109, 111 y 130, el número de sitios es proporcional al área de la cuenca, como se observa en el gráfico donde la barra de sitios (en naranja) y la de del área (azul) son del mismo tamaño. Por otro lado, se observan grandes diferencias entre sitios de monitoreo y el área superficial de las cuencas 91, 115, 148, 154, 156.

Además, se obtuvo un gráfico de dispersión (Figura 5) donde se representan los pares de puntos correspondiente a Sitios y Área de cada cuenca.

En primera instancia, la mayor densidad de los puntos de la nube se dispone en forma horizontal sobre el gráfico.

El círculo rojo engloba las cuencas que solo cuentan con solo tres sitios de monitoreo establecidos. El círculo verde resalta las dos cuencas de mayor extensión superficial.

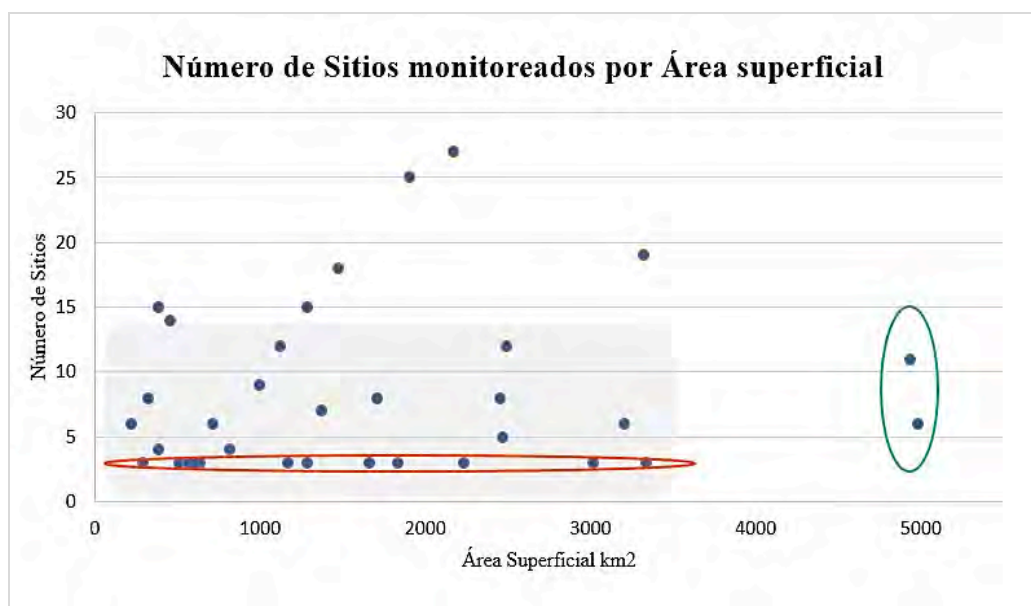


Figura 5. Gráfico de dispersión de Sitios monitoreados y Área Superficial de la Cuenca.

El conteo realizado para los Ríos y Sitios monitoreados por la Red Nacional en cada año y su respectiva información correspondiente a los monitoreos del periodo 2002 al 2013, se presenta en la Tabla 3. De los datos de la Tabla 3 se obtuvo la sumatoria del número total de muestreos abarcados en los sitios monitoreados a lo largo del periodo de ejecución de la Red Nacional de Monitoreo. El resultado de esta sumatoria fue de 2342 sitios que

corresponden a 793 muestreos en los distintos ríos del país. El año que registró el mayor número de sitios monitoreados fue en el 2010. La media por año resultó de 195 sitios. A diferencia de los gráficos presentados anteriormente este resultado representa el número de sitios que fueron visitados durante las campañas de muestro y en los cuales se colectaron muestras de agua al menos una vez en el año para la evaluación de la calidad del agua del río.

Tabla 3. Ríos y sitios muestreados por Año.

Año	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Ríos	19	37	24	53	66	78	85	89	90	86	82	84
Sitios	62	121	78	168	185	236	252	265	267	249	238	221

En la Figura 6, se muestra el gráfico del incremento de los sitios monitoreados en cada año, representando la diferencia entre el número de sitios entre un año y el siguiente.

El gráfico de la Figura 6, es representativo de

la serie temporal anual y muestra una tendencia del perfil de los monitoreos que va de forma descendente. Inicialmente se contó con 62 sitios monitoreados, que fueron disminuyendo en los dos años siguientes.



Figura 6. Gráfico del Incremento de los Sitios monitoreados por año, Periodo 2002-2013.

El año que registró el mayor incremento en los sitios monitoreados fue el 2005. Además, el año 2010, en el cual se muestreó el mayor número de sitios (Tabla 3) solo presentó un incremento de dos estaciones con respecto al año anterior.

3.1.2. Parámetros e indicadores de calidad

Para la recolección de las muestras de agua, la Red Nacional utiliza el procedimiento establecido en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, vigésima edición y el Manual de Métodos para el Monitoreo de Ríos de la Oficina del Agua de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (ANAM, 2013).

En cuanto a los parámetros utilizados para la determinación de la calidad de las aguas, la red establece la medición de 11 parámetros fisicoquímicos básicos (ANAM, 2009), 5 de los cuales se miden en campo y 6 determinados por procedimientos químicos analíticos. Además, contempla 2 parámetros microbiológicos. La metodología que utiliza

la red para el análisis químico de los parámetros es la establecida por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, vigésima edición y se resume en la Tabla 4

Tabla 4 Metodología de Análisis de los parámetros de calidad de la Red de Monitoreo de Panamá, extraído de ANAM (2009).

Parámetro	Método de Análisis	Referencia
Temperatura	Termistor	SM 2550-B
pH*	Electrométrico	SM 4500-B
Turbiedad*	Nefelométrico	SM 2130-B
Conductividad*	Conductimetría	SM 2510-B
Oxígeno disuelto*	Modificación de azida	SM 4500-O C
Nitratos	Espectrofotométrico	SM 4500-NO3 B
Fosfatos	Espectrofotométrico	SM 4500-P E
Sólidos (ST; SST; SDT)	Gravimétrico	SM 2540-B, C y D
Coliformes (Totales y Fecales)	Filtro de membrana	SM 9222-B y D
Demanda Bioquímica de Oxígeno	A los 5 días	SM 5210-B

*Parámetros determinados en campo.

Para cada parámetro de la red se calcularon los estadísticos del valor mínimo, máximo, primer y tercer cuartil, media, mediana, datos faltantes (NA's) y el porcentaje de datos faltantes (NA). (Tabla 5).

El número total de resultados aportados por la Red Nacional de Monitoreo durante el periodo 2002 – 2013 fue de 3966 datos. Se puede notar que algunos valores máximos y mínimos no representan un resultado analítico coherente. Por ejemplo, la medida de acidez o basicidad del agua conocida

como pH comprende una escala logarítmica de valores que van de 0 a 14, sin embargo, el valor máximo reportado en la red fue de 27,50. Además, se registra un resultado negativo para el valor mínimo del % de saturación de oxígeno (-1,27). En las dos últimas columnas de la Tabla 5 se presenta el cálculo del número de datos para cada parámetro y el porcentaje de datos faltantes para evaluar el alcance de determinación del parámetro a lo largo del periodo de monitoreo.

Tabla 5. Valores Estadísticos para cada parámetro de monitoreo.

Parámetro	Min.	1st Qu.	Median	Mean	3rd Qu.	Max.	NA's	Count	%NA
pH	3,60	7,24	7,59	7,59	7,93	27,50	36	3930	0,92
Temperatura	2,80	25,30	26,60	26,42	28,00	35,60	42	3924	1,07
Conductividad	0,00	10,70	21,00	717,20	74,00	3,90E+05	226	3740	6,04
Turbiedad	0,00	3,49	11,00	40,80	38,00	1120,60	613	3353	18,28
Oxígeno Disuelto	0,00	5,80	7,00	6,45	7,70	19,20	163	3803	4,29
% Saturación de Oxígeno	-1,27	67,69	85,00	76,52	94,19	353,07	174	3792	4,59
DBO	0,00	1,00	1,80	18,17	3,20	20823,65	377	3589	10,50
Sólidos Totales	0,10	100,90	145,90	530,10	220,20	60073,50	219	3747	5,84
Sólidos Suspendidos	0,00	3,29	9,98	57,69	30,92	37627,00	282	3684	7,65
Sólidos Disueltos	0,00	81,13	119,12	446,42	176,00	60072,00	253	3713	6,81
Nitratos	0,00	0,64	1,25	4,85	2,74	4152,60	195	3771	5,17
Fosfatos	0,00	0,07	0,16	1,22	0,39	900,00	190	3776	5,03
Coliformes Fecales	0,00	100,00	400,00	370581,00	2000,00	1,77E+08	934	3032	30,80
Coliformes Totales	0,00	630,00	2050,00	511514,00	7500,00	2,00E+08	877	3089	28,39
ICA	8	59	72	68	79	97	116	3850	3,01

Luego de realizar las correcciones de escritura encontrados, y los procesos de preparación restantes, para cada parámetro de monitoreo se generaron los histogramas correspondientes presentados en la Figura 7.

La información presentada en la Figura 7 revela que ninguno de los parámetros evaluados muestra una distribución normal de los datos.

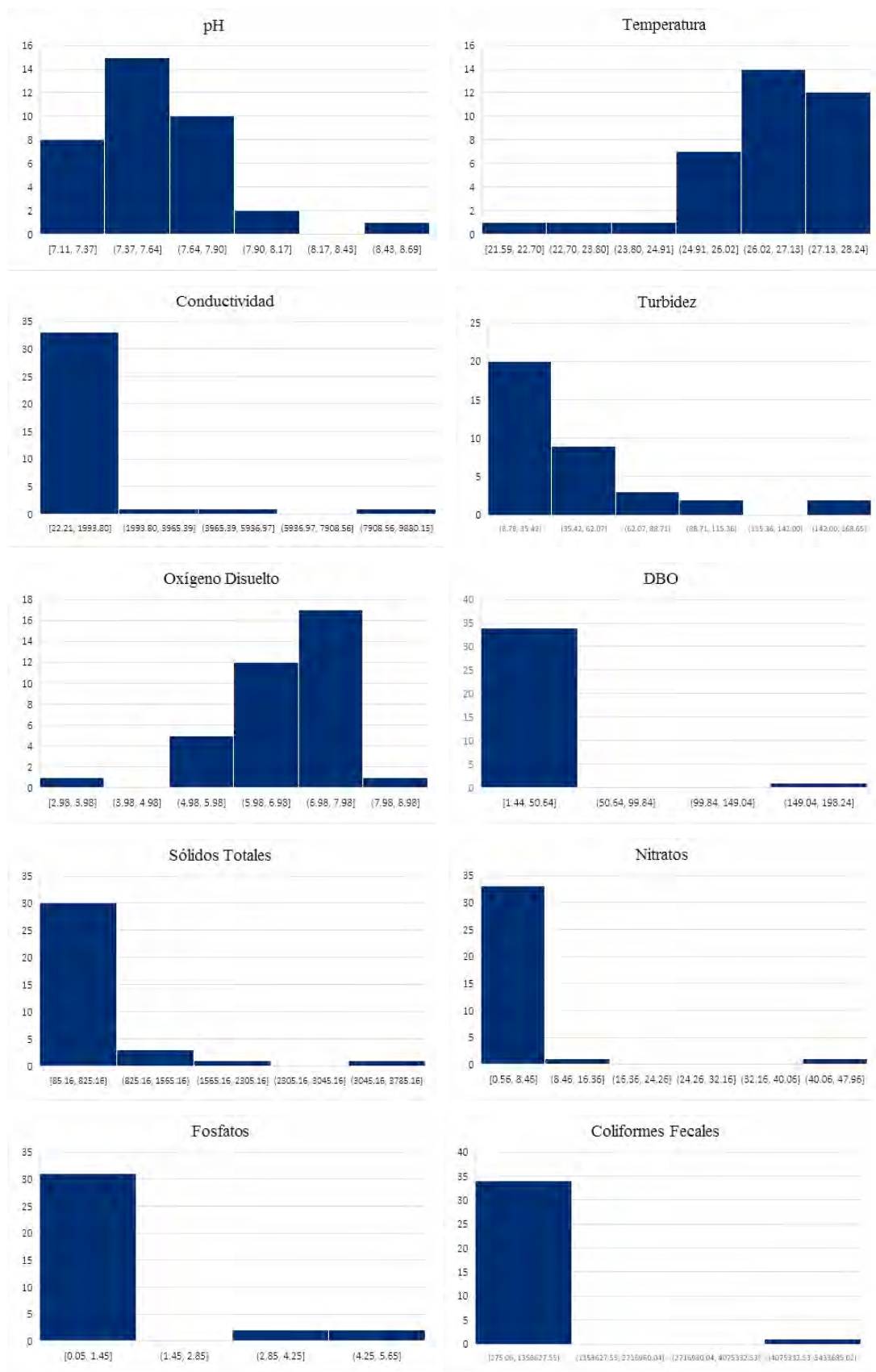


Figura 7. Histogramas de los parámetros medidos en la Red Nacional de Monitoreo.

El pH muestra una distribución sesgada a la izquierda, la temperatura y el oxígeno disuelto una distribución sesgada hacia la derecha. Los parámetros de la conductividad, turbidez, DBO, sólidos totales, nitratos, fosfatos y los coliformes fecales, muestran distribución con pico extremo hacia la izquierda.

Índice ICA

El actual índice utilizado para la evaluación de la calidad del agua en Panamá es el Índice de Calidad del Agua ICA, el cual representa la calidad de las aguas en una escala de 0 a 100 clasificando los ríos en cinco categorías: No contaminado, Aceptable, Poco Contaminado, Contaminado y Altamente Contaminado (ANAM, 2013). El resultado del ICA se obtiene resumiendo los valores de al menos 9 parámetros (pH, temperatura, turbiedad, sólidos totales, nitratos, fosfatos, demanda biológica de oxígeno, coliformes totales y fecales) mediante la siguiente ecuación (Cornejo et al., 2017).

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^n liWi}{\sum_{i=1}^n Wi} \quad (EC. 2.7)$$

Donde:

ICA = Índice de Calidad del Agua

li = Índice de calidad del agua para el/los parámetros

Wi = Coeficiente de ponderación del/los parámetros

Mediante este cálculo la Red Nacional reporta la calidad de los sitios monitoreados para la información pública y las decisiones pertinentes.

Rangos	Calidad de agua	Color
91-100	No contaminada	
71-90	Aceptable	
51-70	Poco contaminada	
26-50	Contaminada	
0-25	Altamente contaminada	

Figura 8. Categorías de Calidad del Agua del Índice ICA. (Cornejo et al., 2017)

3.2. Mapas de Frecuencia y Posibilidad de Caracterización

Las categorías resultantes de la aplicación de la metodología expuesta en el apartado 2.3 a cada parámetro considerado en el estudio se resumen en la Tabla 6.

Tabla 6. Categorías de Frecuencia de mediciones de los Parámetros.

Categoría	Descripción
1	Parámetro medido durante todo el periodo con más del 60% de mediciones semestrales.
2	Parámetro con medidas semestrales solo el 60% del periodo.
3	Parámetro con al menos una medición anual durante todo el periodo.
4	Parámetro con al menos una medición anual el 60% del periodo.
5	Parámetro medido solo los últimos 7 años.
6	Parámetro medido solo el 50% del periodo.
7	No se puede caracterizar, menos de 50% de mediciones.

A continuación, se presentan los mapas obtenidos de la evaluación de la frecuencia de mediciones por parámetro (Figuras 9 a 14).

En el apartado de Anexos se presenta una muestra de las tablas obtenidas a través de los

filtros de la información para la generación de estos mapas.

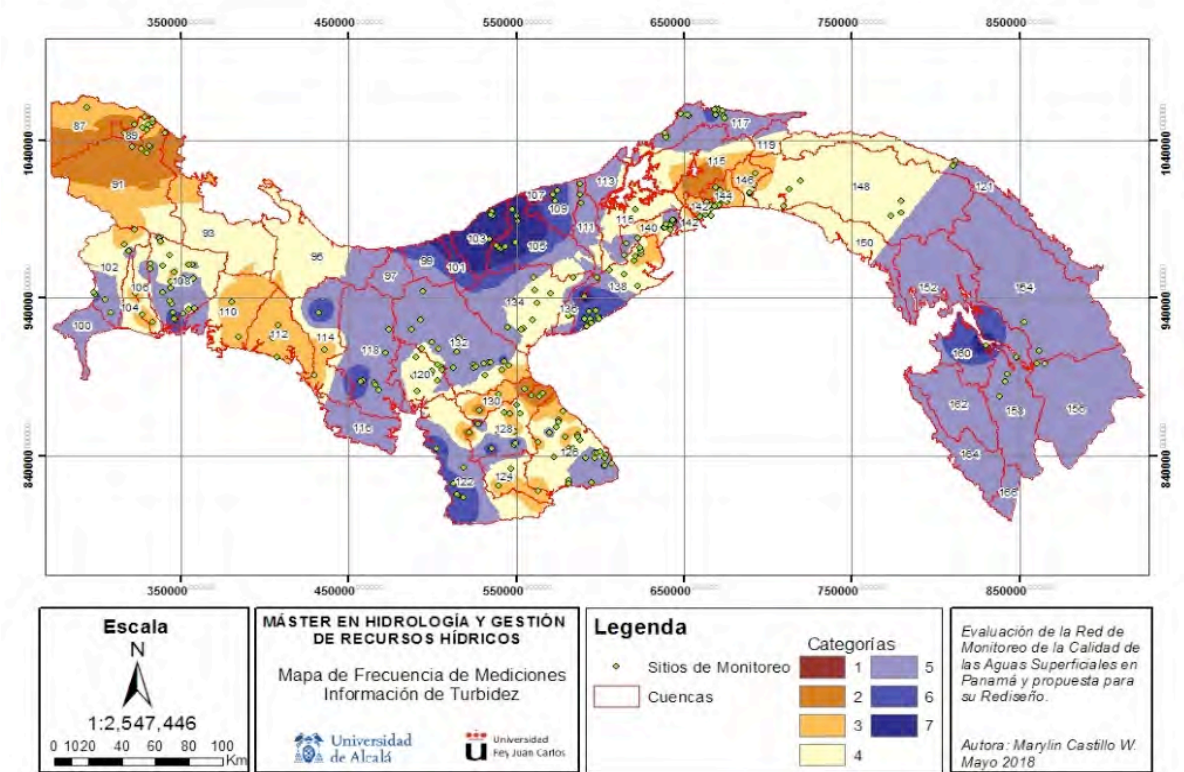


Figura 9. Mapa de Frecuencia de Medición del parámetro Turbidez.

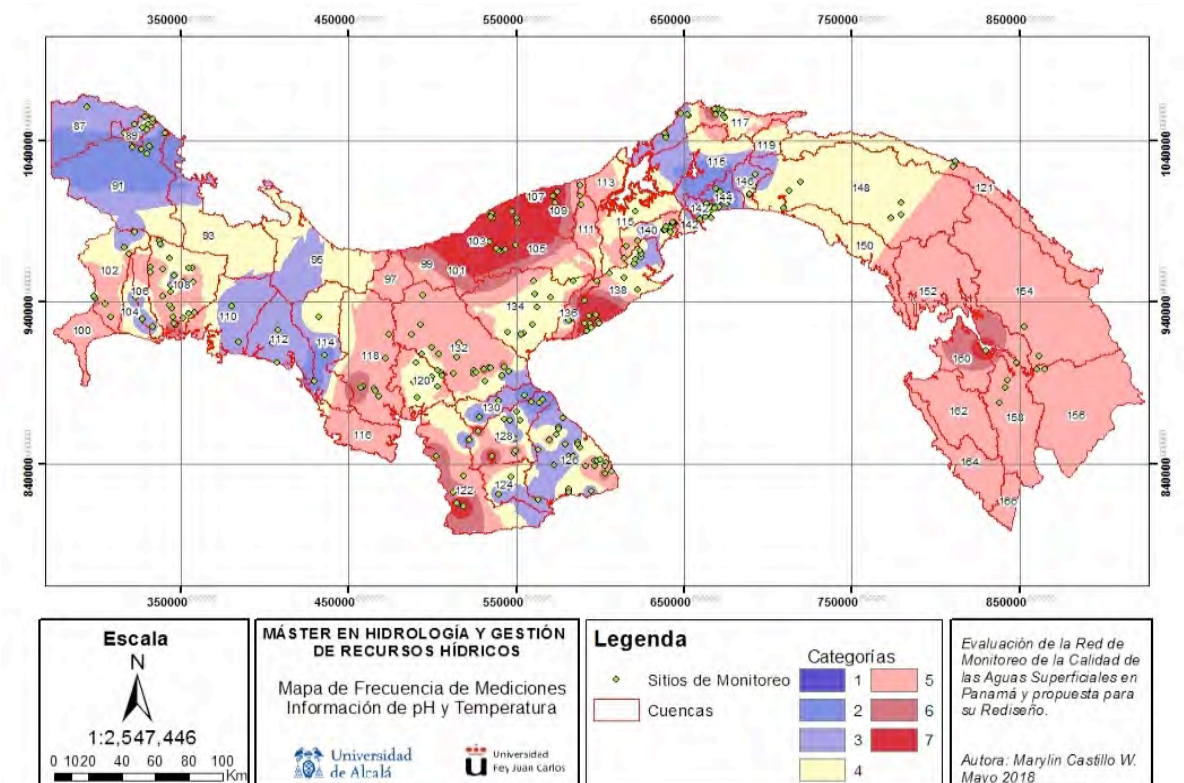


Figura 10. Mapa de Frecuencia de Medición de los parámetros pH y Temperatura.

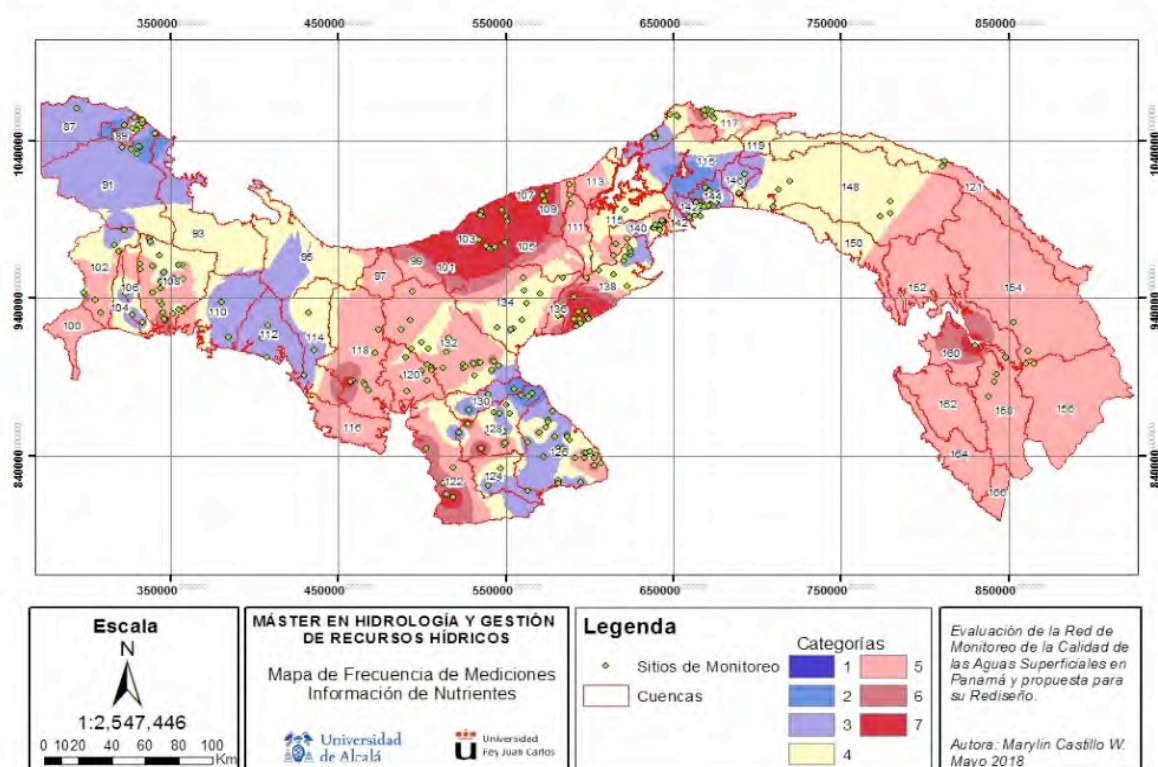


Figura 11. Mapa de Frecuencia de Medición de los parámetros Nutrientes.

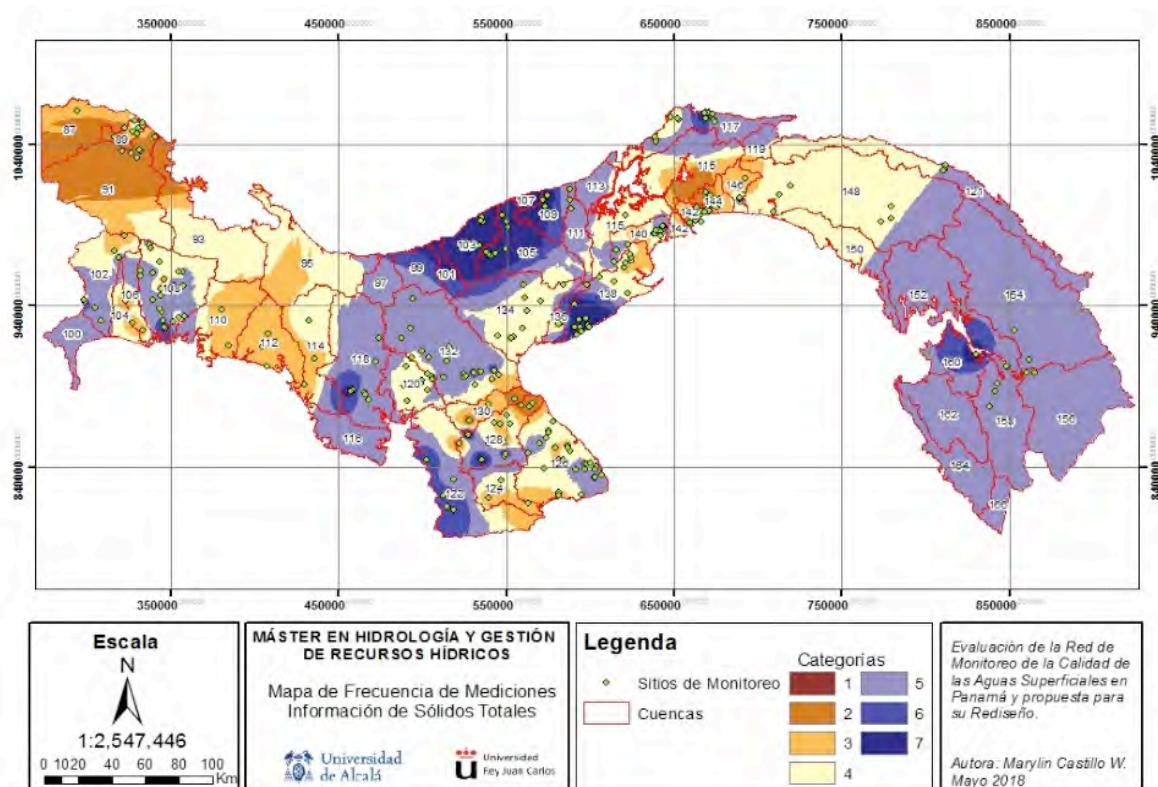


Figura 12. Mapa de Frecuencia de Medición del parámetro Sólidos Totales

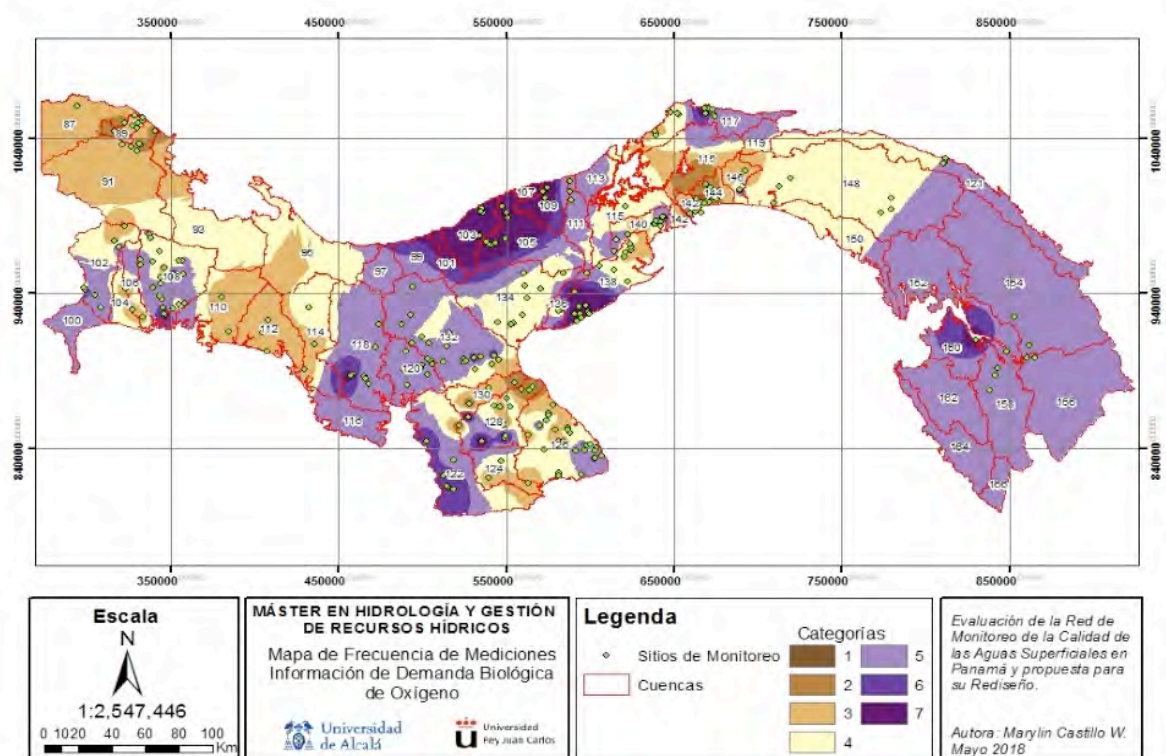


Figura 13. Mapa de Frecuencia de Medición del parámetro Demanda Biológica de Oxígeno.

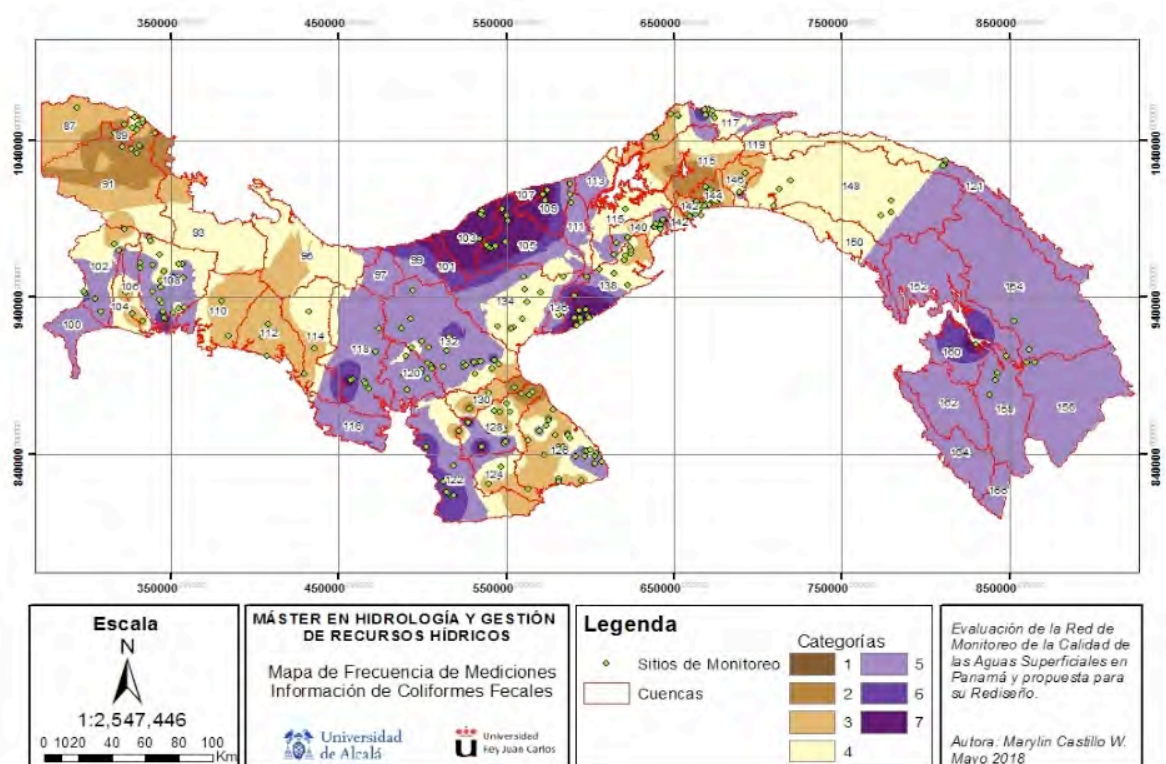


Figura 14. Mapa de Frecuencia de Medición del parámetro Coliformes Fecales.

En todos los mapas se pueden observar zonas de categoría 7 en torno a las cuencas 103, 105, 107 y 109, que indican parámetros que no se pueden caracterizar ya que poseen más del 50% de datos faltantes. Este resultado contempla las zonas en la cual el parámetro medido solo posee con una o dos mediciones en toda la serie temporal de la red. Otras zonas, por ejemplo, de las cuencas 89, 142 y 144 poseen parámetros medidos casi en la totalidad de la serie temporal dos veces al año (semestralmente).

El resultado de la combinación de los mapas individuales de cada parámetro mediante la calculadora Raster fue el Mapa de Posibilidad de Caracterización (Figura 15). Los rangos obtenidos en este mapa fueron reclasificados en 6 nuevas categorías, las cuales se presentan en la Tabla 7.

Tabla 7. Categorías del Mapa de Posibilidad de Caracterización.

Categoría	Rango	Descripción
1	0 – 18	Posibilidad de caracterización semestral en la mayor parte del periodo.
2	19 – 24	Posibilidad de caracterización anual.
3	25 – 30	Posibilidad de caracterización media, parámetros faltantes en algunos años.
4	31 – 38	Posibilidad de caracterización mínima, solo series temporales cortas.
5	39 – 42	Posibilidad de caracterización solo mediante la evaluación de indicadores específicos.
6	43 – 50	No es posible de caracterizar, falta de información mínima requerida para determinar la calidad del agua.

En este mapa se obtuvieron las mismas zonas resaltadas en los mapas anteriores como zonas de poca información clasificadas en la categoría más alta. Algunas zonas centrales como las cuencas 118, 120 y 132 resultaron dentro de la categoría de posibilidad de caracterización mínima, que los parámetros medidos en estas cuencas contienen varios años sin registros.

En general no se observan variaciones en las

zonas clasificadas en los mapas individuales con respecto al mapa del total de los parámetros, las zonas mantuvieron su clasificación lo que indica que los parámetros tienen patrones similares de datos faltantes.

Las cuencas sin datos para el parámetro coliformes totales durante los primeros años de monitoreo poseen la misma condición en los demás parámetros.

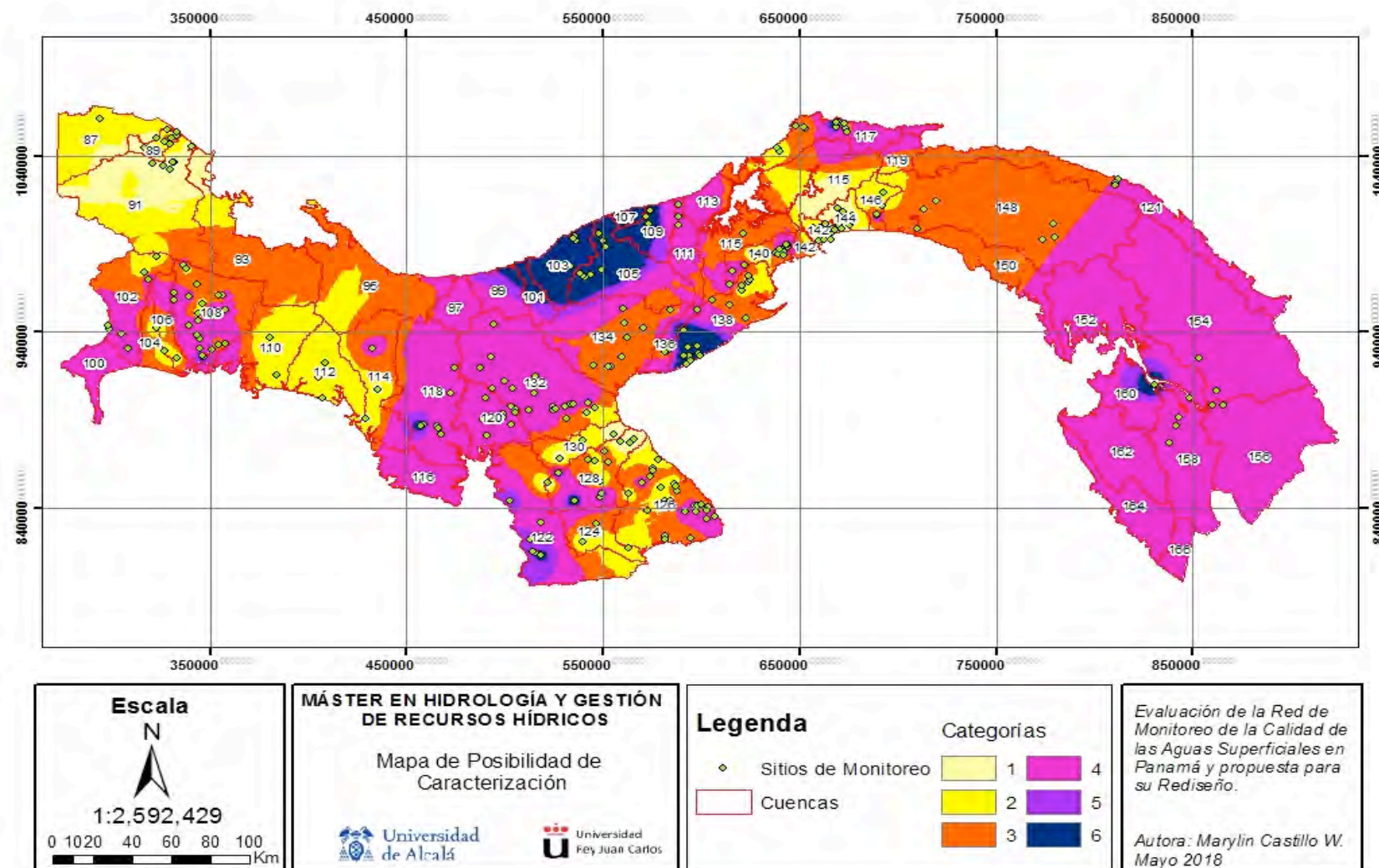


Figura 15. Mapa de Posibilidad de Caracterización

3.3. Índice CCME WQI

Los formatos de cálculo creados para la aplicación del índice CCME WQI a los datos de la red se muestran en las Tablas 8, 9, 10 y 11.

Pará el cálculo del F1 mediante la EC 2.1, primeramente, se obtuvieron los sitios cuyos

parámetros se encuentran en incumplimiento de los niveles establecidos por el Decreto N°75 para las aguas de uso recreativo, las cuales fueron resaltadas en rojo (Tabla 8).

En las hojas de cálculo de los factores 2 y 3 se resaltó en amarillo el resultado obtenido para cada cuenca.

Tabla 8. Formato de Cálculo utilizado para la determinación del Factor 1.

Sitio de Monitoreo	Average of pH	Average of S.S (mg/L)	Average of Turb. (UNT)	Average of O.D. (mg/L)	Average of DBO (mg/L)	Numero de Variables	Variables Incumpliendo	F1
Aguas debajo de NESTLE	0	1		1	1	4	3	75.00
Aserradero El Nica- Puerto Piña	0			1		2	1	50.00
Atalayita Ave. Balboa	0	0		0	1	4	1	25.00
Paitilla	0			1	1	3	2	66.67
Balneario Las Mendozas	0			0		2	0	0.00
Balneario Villalobos	0			1		2	1	50.00
Boca del río o Desembocadura (San San Pond Sak)	0			1		2	1	50.00
Boca del río/ El Bonguito (2012)	0			0		2	0	0.00
Buenos Aires	0			1		2	1	50.00
Caimito (Zofre)	0			0		2	0	0.00
California	0			1		2	1	50.00
Cañaverales de Concepción	0	0		1		3	1	33.33
Centro Comercial Los Pueblos	0			0		2	0	0.00
Chocolatal	0			1		2	1	50.00
Comunidad de Caimito-Cerro Trinidad (Nacimiento del río)	1			0		2	1	50.00
Condado del Rey	0			0	1	3	1	33.33
Dos Bocas	0			1		2	1	50.00
Dos Bocas/El Silencio	0		0	0		3	0	0.00

Tabla 9. Formato de Cálculo utilizado para la determinación del Factor 2.

Sitio	Average of pH	Average of Coli.Fec	Average of S.S	Average of Turb.	Average of O.D.	Average of DBO	Average of pH	Average of Coli.Fec	Average of S.S	Average of Turb.	Average of O.D.	Average of DBO	Numero de Variables	Variables Incumpliendo	F2
87															
SIXAOLA	8.16	350.00	48.33	28.15	8.05	2.60	0	1	0	0	0	0	6	1	16.7
87 Total	8.16	350.00	48.33	28.15	8.05	2.6	0	1	0	0	0	0	6	1	16.7
89															
NEGRO	8.24	733.33	10.66667	7.736667	3.233333	5.07	0	1	0	0	1	1	6	3	50.0
SAN SAN	8.83	1033.33	6.223333	3.663333	6.533333	1.746667	1	1	0	0	1	0	6	3	50.0
89 Total	8.53	883.33	8.45	5.70	4.88	3.08	1	1	0	0	1	1	12	6	50.0
91															
CHANGUINOLA	7.82	700.00	4.44	4.39	7.80	1.52	0	1	0	0	0	0	6	1	16.7
Teribe	8.16	733.33	9.78	3.10	9.13	1.47	0	1	0	0	0	0	6	1	16.7
91 Total	7.99	716.67	7.11	3.74	8.47	1.49	0	1	0	0	0	0	12	2	16.7
102															
CHIRIQUI VIEJO	7.74	776.67	19.15	4.02	7.70	0.82	0	1	0	0	0	0	6	1	16.7
102 Total	7.74	776.67	19.15	4.02	7.70	0.82	0	1	0	0	0	0	6	1	16.7
106															
CHICO	7.77	170.00	20.35	11.57	7.17	2.49	0	0	0	0	0	0	6	0	0.0
106 Total	7.77	170.00	20.35	11.57	7.17	2.49	0	0	0	0	0	0	6	0	0.0
108															
CALDERA	7.97	230.00	38.38	30.86	7.53	2.17	0	0	0	0	0	0	6	0	0.0
CHIRQUI	7.31	190.00	29.86	13.96	7.60	1.48	0	0	0	0	0	0	6	0	0.0

Tabla 10. Formato de Cálculo utilizado para la determinación del Factor 3

EXCpH	EXCFecal	EXC_SS	EXC_NTU	EXC_OD	EXC_DBO	NSE	F3
	0.4					0.066667	6.25
	0.4					0.066667	6.25
	1.933333			1.164948	0.69	3.788282	79.11568
0.038824	3.133333			0.071429		3.243585	76.43502
0.003922	2.533333			0.433447	0.025333	0.585989	36.94786
	1.8					0.3	23.07692
	1.933333					0.322222	24.36975
	1.866667					0.311111	23.72881
	2.106667					0.351111	25.98684
	2.106667					0.351111	25.98684
						0	0
						0	0
	25.72	0.313333				4.338889	81.26951

Tabla 11. Formato de Cálculo para el CCME WQI

Rio/Cuenca	F1	F2	F3	WQI
87				
SIXAOLA	16.66667	16.66667	6.25	85.92102
87 Total	16.66667	16.66667	6.25	85.92102
89				
NEGRO	50	50	79.11568	38.73568
SAN SAN	50	50	76.43502	39.88082
89 Total	66.66667	50	36.94786	47.36897
91				
CHANGUINOLA	16.66667	16.66667	23.07692	80.95476
Teribe	16.66667	16.66667	24.36975	80.42529
91 Total	16.66667	16.66667	23.72881	80.68957
102				
CHIRIQUI VIEJO	16.66667	16.66667	25.98684	79.74378
102 Total	16.66667	16.66667	25.98684	79.74378
106				
CHICO	0	0	0	100
106 Total	0	0	0	100
108				
CALDERA	0	0	0	100
CHIRQUI	0	0	0	100
COCHEA	0	0	0	100
108 Total	0	0	0	100

Los resultados del cálculo de los factores F1, F2 y F3, así como del índice

CCME WQI mediante la EC 2.6 para cada cuenca en el año 2006, se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 12. Resultados de la aplicación del índice CCME WQI por cuenca.

Cuenca	F1	F2	F3	CCME WQI	Criterio de Calidad	Cuenca	F1	F2	F3	CCME WQI	Criterio de Calidad
87	16.667	16.667	6.250	86	Bueno	124	50.000	25.000	28.840	64	Marginal
89	66.667	50.000	36.948	47	Marginal	126	50.000	33.333	69.579	47	Marginal
91	16.667	16.667	23.729	81	Bueno	128	50.000	46.667	59.876	48	Marginal
102	16.667	16.667	25.987	80	Bueno	130	33.333	33.333	23.093	70	Aceptable
106	0.000	0.000	0.000	100	Excelente	132	66.667	33.333	37.933	52	Marginal
108	0.000	0.000	0.000	100	Excelente	134	0.000	15.000	3.794	91	Bueno
110	33.333	33.333	81.270	46	Marginal	136	0.000	0.000	0.000	100	Excelente
111	33.333	33.333	28.096	68	Aceptable	138	40.000	30.000	1.707	71	Aceptable
112	0.000	0.000	0.000	100	Excelente	140	80.000	60.000	51.599	35	Malo
114	0.000	0.000	0.000	100	Excelente	142	66.667	68.000	91.042	24	Malo
115	60.000	60.000	10.552	51	Marginal	144	40.000	53.333	47.947	53	Marginal
117	33.333	33.333	66.236	53	Marginal	146	20.000	20.000	74.737	54	Marginal
118	16.667	9.091	6.674	88	Bueno	148	60.000	50.000	57.641	44	Malo
120	33.333	38.889	45.935	60	Marginal	154	66.667	58.333	68.176	35	Malo
121	33.333	33.333	8.272	72	Aceptable	156	66.667	66.667	48.949	39	Malo
						158	66.667	66.667	53.470	37	Malo

La Tabla 13 presenta el número de cuencas que se encuentran dentro de cada categoría de calidad del agua. La interpretación de cada criterio se presenta a continuación.

Tabla 13. Clasificación de las cuencas según la calidad del agua.

Criterio	Número de cuencas
Excelente	5
Bueno	5
Aceptable	4
Marginal	11
Malo	6
Total	31

De estos resultados se obtuvo que solo el 16% de las cuencas cuentan con una calidad Excelente para uso recreativo con contacto directo, según el Decreto N°75 y el 35,48%

poseen una calidad marginal para este uso. El 19,35% de las cuencas del país poseen una mala calidad para uso recreativo con contacto directo. Cabe destacar que existen más cuencas en el país con una calidad no aceptable que aquellas aptas para este uso.

Comparación del CCME WQI y el ICA.

Finalmente, para evaluar la implementación y resultados obtenidos del índice CCME WQI se hizo una comparativa con los valores del índice ICA reportados por la Red (Tabla 14) para las cuencas consideradas y el periodo de tiempo correspondiente.

La media de los valores para los valores de calidad según el CCME WQI es de 64, mientras que para el ICA fue de 59. El valor máximo que presenta el CCME WQI fue de 100 obtenido en las cuencas 106, 108, 112, 114 y 136; y en el ICA es de 77 que representa la cuenca 121. Por otro lado, la cuenca con la peor calidad del agua según el CCME WQI fue la cuenca 142, mientras que según el ICA se trata de la cuenca 144.

Tabla 14. Comparación entre los índices ICA y CCME WQI

Cuenca	CCME WQI	ICA	Cuenca	CCME WQI	ICA
87	86	63	126	47	51
89	47	41	128	48	57
91	81	61	130	70	ND
102	80	74	132	52	66
106	100	71	134	91	63
108	100	74	136	100	59
110	46	60	138	71	51
111	68	61	140	35	45
112	100	71	142	24	32
114	100	63	144	53	30
115	51	52	146	54	30
117	53	59	148	44	51
118	88	75	154	35	64
120	60	66	156	39	65
121	72	77	158	37	67
124	64	58			

mediante el mapa de sitios de monitoreo que existen cuencas en las cuales no hay ningún sitio establecido. Estos resultados indican que la Red Nacional no cuenta con cobertura de información sobre todas las cuencas hidrográficas del país y que pudieran existir zonas con poca o nula información sobre la calidad de las aguas superficiales.

La revisión de las coordenadas de los sitios de monitoreo resulta fundamental ya que durante la elaboración de los distintos mapas nos enfrentamos ante la situación de que algunos sitios no contaban con un registro de las coordenadas geográficas y por lo tanto no pudieron ser incluidos en la creación de los mapas.

Los resultados de los recuentos totales de los sitios de monitoreo establecidos muestran que la Red cuenta con un total de 35 cuencas monitoreadas con 286 sitios. Sin embargo, existen sitios por ejemplo El Nacimiento, del río Pedasí (cuenca 126) que no han sido visitados y, por ende, con cuentan con registros. Se observa que las cuencas que resultaron con mayor número de sitios de monitoreo son las Cuencas 108 Río Chiriquí, con 25 sitios y la Cuenca 126 Ríos entre el Tonosí y La Villa, con 28 sitios de monitoreo que representan en conjunto el 18,31% del total de sitios establecidos. Al contrastar estos resultados con el área superficial de cada cuenca observamos que las dos cuencas anteriores mencionadas (108 y 126) representan cerca del 7,2% del área total de las cuencas.

4. DISCUSIÓN

4.1. Debilidades y Fortalezas encontradas

Mediante el proceso de evaluación realizado a la Red Nacional de Monitoreo se identificaron algunas debilidades y fortalezas en su ejecución. En primer lugar, se pudo observar

Por otro lado, las cuencas de mayor área superficial, Cuenca 148 y Cuenca 154, que representan un 17,42% del área total cuentan con solo 6 y 8 sitios de monitoreo respectivamente, que sumando representan un 4,98% del total de sitios, 3,71 veces menos que las cuencas 108 y 126.

Estos resultados fueron complementados y corroborados por el gráfico de dispersión presentado mediante la Figura 6. Aunque se espera que el número de sitios aumente con la extensión superficial de la cuenca se puede notar que no existe una relación lineal entre el número de sitios y la extensión de la cuenca, la forma horizontal de la nube hace alusión a la poca o nula relación entre las variables. En el gráfico, también se observa un grupo de cuencas que cuentan con únicamente 3 sitios de monitoreo a pesar de su área superficial. Además, se ha resaltado en un círculo verde las dos cuencas con mayor área superficial, las cuales poseen menos de 15 sitios de monitoreo establecidos.

En cuanto al número de sitios monitoreados por año se puede notar que durante el primer año que se estableció la Red Nacional de monitoreo, el número de sitios abarcado fue muy reducido, en torno a 62 que luego se incrementó en el año siguiente. Entre los años 2003 y 2004 se observa una baja en los sitios monitoreados representados por el número negativo -43 en la Figura 6, indicando que en 2004 se monitorearon 43 sitios menos que el año anterior. Esta baja se recuperó en el 2005 cuyo resultado superó a los demás años anteriores.

Sin embargo, a partir de este punto el número de sitios añadidos a las campañas de monitoreo fue en decaimiento a través de los años. En el año 2006 solo se monitorearon 17 sitios nuevos respecto al 2005 y ya para los años 2010, 2011 y 2012 no se lograron incorporar más sitios; por el contrario, se monitorearon menos sitios que en las campañas del año anterior correspondiente (números negativos del gráfico). Estos picos observados en la serie temporal son resultados que no se pueden atribuir de forma directa a la estacionalidad o temporada, sin considerar otros factores, como por ejemplo la carencia de recursos para realizar las jornadas de monitoreo.

Tanto las deficiencias en el alcance de los sitios del monitoreo, como la poca evaluación de las cuencas de mayor extensión superficial pueden sugerir la incorporación de más sitios de monitoreo en estas cuencas para tener una mejor cobertura de vigilancia de la calidad del agua y poder establecer una línea base de las condiciones de referencia. Sin embargo, es sabido que la evaluación del total de las masas de agua que conforman una región presenta un elevado coste y muchos recursos (USEPA, 2002) por lo que el número de sitios monitoreados debe ser establecido mediante un enfoque de máxima optimización y representatividad de la calidad del agua de la cuenca. Con el continuo avance tecnológico en herramientas de apoyo a la decisión y minería de datos, se han desarrollado numerosas técnicas que proponen una metodología apoyada en criterios estadísticos y menos subjetivos para el establecimiento de los sitios

de una red de monitoreo de calidad del agua, algunos de los cuales se mencionarán en el apartado 4.2.

Otra de las debilidades encontradas fue con respecto al número de datos faltantes. Los parámetros pH y temperatura fueron los que resultaron con el menor porcentaje de datos faltantes: del total de datos el recuento de mediciones de pH fue 3930 y para temperatura fue 3924 lo que representa el 0,92 y 1,07% de datos faltantes, respectivamente, lo que indica que estos dos parámetros fueron los más monitoreados. Por otro lado, los parámetros microbiológicos Coliformes totales y fecales resultaron con el menor número de determinaciones llegando a porcentajes de 28,39 y 30,80% de datos faltantes respectivamente. Sin embargo, existen modelos de estimación y métodos de imputación de datos que podrían ayudar a resolver estos inconvenientes. Por ejemplo, en el Informe Técnico del Estudio de Sedimentos de la Cuenca del Río Harpeth, Tennessee (Wilson y Lookwood, 2002) se establecen ecuaciones para la estimación de los parámetros turbidez, transparencia y sólidos suspendidos totales mediante el grado de relación que existe entre los mismos utilizando análisis de regresión. Este tipo de análisis podría ser útil para la estimación sobre todo del parámetro turbidez de la Red Nacional de monitoreo cuyo porcentaje de datos faltantes fue de 18,28%, siempre que se sigan las recomendaciones expuestas en estos procedimientos en cuanto a las adaptaciones y posteriores calibraciones de los modelos en otras cuencas. Además, Shkurin (2015) propone

la utilización del método de clasificación supervisada KNN (K-Nearest Neighbor) para la imputación de datos faltantes como parte de los algoritmos de aprendizaje automático “Machine Learning” utilizados en los estudios de calidad del agua. La propuesta del método consiste en asignar al valor faltante, el correspondiente al valor más común de los vecinos próximos de la variable.

Los histogramas generados durante la evaluación estadística resultaron una herramienta de gran utilidad tanto para la comprensión de los datos como para la detección de errores de escritura y de formato en las tablas. Al realizar el histograma para el parámetro pH se observaron que algunas cuencas estaban reportando datos con valores medios cercanos a 12. Aunque este resultado podría estar relacionado a algún evento de contaminación puntual, se hizo la revisión de las cuencas que presentaron estos niveles y se logró corroborar que se debían a errores en la transcripción de los datos. Otra de las anomalías observadas fue en cuanto al valor que se obtuvo como máximo para la conductividad eléctrica. Al hacer la revisión pertinente se pudo notar que algunos reportes no coincidían en las unidades de medida. En el primer Informe de Resultados de la Red 2002-2003 fue reportado como mS/cm, sin embargo, en el segundo informe 2004-2005 y los posteriores el resultado de conductividad se reporta en mS/m, dos órdenes de magnitud por debajo del dato inicial. Esto representa un inconveniente a la hora del análisis de la calidad del agua ya que se tendrían que hacer las transformaciones

necesarias para poder comparar unidades de medidas iguales.

La eficiencia de la Red Nacional en cumplir los objetivos del monitoreo fue evaluada mediante el mapa de Posibilidad de Caracterización generado mediante las herramientas del SIG, el cual como su nombre lo indica, representa mediante categorías la posibilidad de obtener resultados representativos de los monitoreos realizados en las distintas cuencas según los parámetros contemplados en la red. El color de mayor extensión superficial corresponde a la categoría 4, que indica una posibilidad de caracterización mínima solo mediante series temporales cortas. El rango de valores para esta categoría es de 31 a 38 que incluye todos aquellos sitios que cuentan con mediciones solo los últimos siete años de la serie temporal, en al menos un parámetro. La mayor parte de la región Pacífica Oriental del país se ubica dentro de esta categoría.

A su vez dentro de las zonas correspondientes a esta categoría, se encuentran áreas de menor extensión correspondiente a la categoría 5, la cual contempla una posibilidad de caracterización solo mediante índices específicos. El rango de esta categoría indica que las zonas que resulten en esta clasificación contienen 3 o más parámetros con menos del 50% de datos.

Dentro de la literatura publicada en cuanto a gestión de la calidad de las aguas superficiales se encuentran una serie de índices que permiten la evaluación de la calidad del agua en estos

sitios de monitoreo de la Red con poca información disponible. En el apartado de Anexos se presenta una lista resumida de los índices cuyas variables contempladas coincidieran con los parámetros evaluados por la Red.

De esta forma aquellas zonas que resultaron dentro de las categorías 4 y 5, pueden ser evaluadas mediante índices de calidad específicos como por ejemplo el ICOMO, ICOSUS, ICOpH y ICOTemp, establecidos en Colombia (Ramirez et al., 1997) y el BPI de la metodología AMOEBA (Zwart, 1992 en Fernandez et al., 2003). Sin embargo, y a pesar de la metodología propuesta para la determinación de los posibles índices de caracterización, la selección de los mismos debe estar apoyada en los objetivos del plan de monitoreo y bajo los requerimientos específicos que cada índice reporta.

Por otro lado, el mapa permite visualizar fácilmente las zonas de mayor prioridad de caracterización, aquellas de categoría 6 en las cuales se requiere de más información para poder establecer la línea base que permita evaluar la calidad de las aguas de dichas zonas. Dentro de estas zonas destacan las cuencas 103, 105 y 107, ubicadas en la provincia de Colón. Por lo que dichas cuencas deben ser consideradas como prioritarias en futuros monitoreos.

Como ya se mencionó anteriormente, la Red Nacional de Monitoreo, utiliza el índice ICA para evaluar la calidad de las aguas

superficiales. Al comparar los resultados de este con los del índice de calidad del agua CCME WQI podemos notar algunas discrepancias entre ambos resultados al momento de clasificar la calidad del agua según sus criterios de evaluación. De manera general el 36% del total de cuencas evaluadas durante el año 2006, según el índice CCME WQI, poseen un criterio de calidad marginal para el uso recreativo mientras que el porcentaje de cuencas con calidad de bueno a excelente resultó de 32%. Sin embargo, según el índice ICA el 16% de las cuencas se encuentran contaminadas. Otro caso fue el de la cuenca 136 que según el índice CCME WQI posee una calidad del agua excelente para uso recreativo, mientras que su calidad general según el índice ICA se considera fuera del rango de calidad aceptable. Debido a que el índice CCME fue evaluado mediante solo 6 parámetros, al tratarse de un número reducido de variables, la importancia que adopta cada uno en el cálculo se incrementa (CCME, 2017) por lo que el incumplimiento de alguno de ellos podría reducir el criterio de calidad del agua, mientras que dicho incumplimiento en el ICA podría estar siendo atenuado por las ponderaciones de los demás parámetros. Además, en la actual red no se toman en cuenta parámetros inorgánicos como iones mayoritarios o los metales pesados y contaminantes orgánicos como plaguicidas e hidrocarburos, presentes en el Decreto N°75. Por lo tanto, para la correcta implementación del índice CCME WQI se recomienda la consideración de los demás parámetros normados por el Decreto N°75 siempre que se respeten las recomendaciones del manual del

CCME (número máximo de parámetros de 20 y mínimo de 4).

4.2. Discusión sobre Directrices y Normativas Internacionales en Redes de Monitoreo.

Complementario a los resultados obtenidos, en este apartado se discuten las principales directrices internacionales en el diseño de redes de monitoreo de la calidad de las masas de agua como base para las recomendaciones en el diseño de la Red de Nacional de Monitoreo de Panamá.

DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

La Directiva 2000/60/CE Marco del Agua del Parlamento Europeo y del Consejo, de vigencia en los estados miembros de la Unión Europea desde el 22 de diciembre del 2000 establece en su Artículo 8 el “Seguimiento del estado de las aguas superficiales, del estado de las aguas subterráneas y de las zonas protegidas” en el cual se exige a los estados miembros contar con programas de seguimiento con los cuales se evalúe el estado de las masas de agua. Según el Anexo V, Apartado 3 “Seguimiento del estado ecológico y del estado químico de las aguas superficiales” los estados miembros establecerán redes de seguimiento conforme a los requerimientos del Artículo 8, de modo que puedan conocer el estado ecológico y químico de las masas de agua. Para ello la directiva propone la disposición de tres tipos de controles de monitoreo (EC, 2003):

- Control de vigilancia, cuyo objeto principal es la evaluación de cambios

en la condición natural a largo plazo y como resultado de actividades antropogénicas muy extendidas.

- Control Operativo, encaminado a la monitorización de las masas de agua en riesgo de no cumplir con los objetivos medioambientales, además de la evaluar el efecto de los programas de medidas implementados en dichas masas de agua.
- Control de Investigación, el cual se lleva a cabo en el caso de tres situaciones: para identificar las causas por las cuales se están rebasando los límites de calidad establecidos; en las masas de agua evaluadas por el control de vigilancia que resulten en riesgo de no cumplir con los objetivos medioambientales y no se esté realizando aún el control operativo; y para determinar el impacto de una contaminación accidental.

Bajo este enfoque, se deberán cubrir la totalidad de las masas de agua continentales, las aguas de transición y las aguas costeras hasta 1 milla náutica de la línea territorial del estado miembro (EC, 2003). Se exige la implementación de al menos una estación de monitoreo por masa de agua para la identificación de todas las posibles presiones significantes. Además, se deberán incluir las masas de agua que se encuentren en riesgo de contaminación y deterioro de la calidad por fuentes difusas y alteraciones hidromorfológicas. Cabe mencionar que los requerimientos que la información producida

por la red debe satisfacer, según la directiva, incluye la estimación de cargas contaminantes a través de límites fronterizos entre países y descargas al mar.

Por otra parte, la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA, 2008) describe la identificación de dos tipos de red: extensivas e intensivas. Las redes extensivas abarcan un gran número de sitios de monitoreo, pero pocas variables y frecuencias de muestreo, normalmente en periodos de monitoreo cortos, mientras que las redes intensivas evalúan los sitios mediante investigaciones detalladas contemplando gran número de muestras y parámetros determinados.

En Estados Unidos, la Agencia de Protección Ambiental en conjunto con el Servicio Geológico USGS establecieron en 1992 la Fuerza de Trabajo Intergubernamental sobre la Supervisión de la Calidad del agua (ITFM), cuyo objetivo fue el establecimiento de los lineamientos específicos para la estrategia de evaluación y posible modificación de las actividades en torno al monitoreo de la calidad del agua en todo el país (ITFM, 1995).

Las principales modificaciones evaluadas en su tercer reporte del año 1995 fueron planteadas como necesarias para el apoyo a la decisión a niveles gubernamentales y del sector privado. Según este estudio la red de monitoreo debe proporcionar la información suficiente para responder cuestiones como:

- Condición de las masas de agua nacionales.

- Tendencia de la condición de las masas de agua en el tiempo.
- Problemas identificados en el ámbito de la calidad del agua y sus posibles causas.
- Cumplimiento los objetivos y metas de calidad del agua.

Por lo tanto, los objetivos de la red de monitoreo estarán basados en la satisfacción de estas demandas de información, además de poder servir de línea base para el establecimiento de proyectos de mejora de la calidad del agua y la evaluación de su efectividad.

La Guía de Uso de Biotas, Sedimentos y Agua en el Monitoreo Ambiental desarrollado en conjunto por UNESCO/WHO/UNEP (1996) define las diferencias entre monitoreo, encuesta y vigilancia de la calidad del agua. El monitoreo según esta guía se refiere a una actividad que perpetúa durante largos periodos de tiempo, mientras que la encuesta y vigilancia se encaminan a la investigación de causas de contaminación específicas en sitios y periodos más puntuales.

En cuanto a la selección de los parámetros para la determinación de la calidad, en especial los metales pesados, de vital incorporación a la red, se sugieren los referidos en el muestreo ecotoxicológico del Programa Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua de Holanda (Zwart, 1995), de los cuales el Arsénico, Cadmio, Mercurio y Plomo coinciden con los normados por el Decreto Ejecutivo N°75 para

las aguas de usos recreativos. Para poder superar las posibles limitantes en cuanto al coste aunado a la determinación de estos metales en toda la extensión de la red se sugiere una caracterización de la acumulación de metales pesados cada 4 años, con referencia en este programa. Además, en Holanda se desarrolla junto con los metales pesados, el muestreo de micro contaminantes orgánicos en una especie de anguila.

Adicionalmente, el reporte técnico de la Organización Mundial de Meteorología sobre la Planificación de los Sistemas de Monitoreo de la Calidad del Agua (WMO, 2013) adjunta una serie de tablas con la información de los parámetros mínimos que se deben considerar en la evaluación general de la calidad del agua clasificados en parámetros generales (pH, conductividad, sólidos suspendidos), sales disueltas de iones mayoritarios (cloruros, calcio, magnesio, etc.), Contaminantes Orgánicos (DDTs, Dieldrin, PCBs) entre otros. En este informe también se presentan el resumen de las características y las frecuencias de muestreo comúnmente utilizados según el objetivo de la red. Sin embargo, para la determinación de la frecuencia de muestreo se suelen sugerir la aplicación de métodos estadísticos que ajusten la frecuencia de muestreo al mínimo posible sin comprometer la recopilación de información de calidad (Strobl y Robillard, 2008).

4.3. Futuras actuaciones y recomendaciones

Tal como se ha expuesto anteriormente el desarrollo de técnicas de minería de datos y

análisis multivariados han sido implementados en conjunto con los programas de monitoreo como herramienta de evaluación de calidad del agua. El análisis de conglomerados (Fu-cheng, 2013), el análisis de componentes principales (Ouyang, 2005) y los algoritmos genéticos (Puri et al., 2017) han sido reportados en distintos estudios como herramientas de apoyo en la selección de los sitios de monitoreo, además de su utilización en el análisis de la calidad del agua (Spanos et al., 2003; Zhao et al., 2011).

En Panamá se han realizado algunos estudios de la aplicación de Análisis de Componentes Principales y Análisis de Factores en datos de calidad de las aguas superficiales por algunos autores como Cornejo et al. (2017) y Simmonds et al. (2017), que han demostrado su eficaz implementación como herramientas complementarias en la evaluación de la calidad en cuencas con poca información disponible.

Con la reciente inauguración en el 2017 de la nueva estación de monitoreo automática en la cuenca del Río La Villa (www.miambiente.gob.pa), las futuras actuaciones de la Red Nacional de Monitoreo deberán ir encaminadas sobre todo al monitoreo en tiempo real de las cuencas del país que abastecen las principales ciudades y núcleos urbanos con mejoras en el reporte de sus resultados de monitoreo, haciendo la información accesible al público en general mediante estudios que evalúen la posible implementación herramientas interactivas y de interfaces gráficas online donde se muestre la información de monitoreo en tiempo real como

el Sistema Automático de Información de Calidad de las Aguas (SAICA), desarrollado por la Dirección General de Calidad de las Aguas del Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente (actual Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente) en España (www.mapama.gob.es). El principal objetivo de este sistema fue la obtención y transmisión de información sobre el estado de las masas de agua a las distintas Confederaciones Hidrográficas y el ministerio. Entre los parámetros que monitorea este sistema se encuentran el nivel del agua, caudal, pH, conductividad, temperatura, turbidez, oxígeno disuelto, carbono orgánico disuelto, carbono orgánico total, amonio, nitratos, fosfatos y algunos metales pesados.

5. CONCLUSIONES

La evaluación de la calidad del agua de las masas superficiales es una actividad de vital importancia dentro de la gestión de los recursos hídricos y la toma de decisiones. Para lograr la determinación del estado de las aguas superficiales se han desarrollado diferentes estrategias de diseño de Redes de Monitoreo de la calidad del agua, con distintos objetivos que brindan información valiosa en cuanto a los posibles usos del agua y las condiciones de referencia para la aplicación de planes de medidas.

Mediante el desarrollo de este trabajo se logró la evaluación del alcance y disponibilidad de la

información reportada por la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad de las Aguas Superficiales de Panamá. Los protocolos actuales de la Red permiten el cumplimiento de los objetivos iniciales planteados en su diseño en cuanto al levantamiento de una línea base para la caracterización de las principales cuencas del país, sin embargo, desde su planteamiento en el año 2002 no se han reportado informes de evaluación, por parte de las autoridades ambientales, del replanteamiento de los objetivos o la complementación con otros subprogramas de monitoreo de control operativos e investigaciones como los exigidos por la Directiva Marco del Agua a los estados miembros de la Unión Europea para nivelar los recursos económicos y humanos en campañas de menor duración según el motivo del muestreo.

Se demostró que la aplicación de variables estadísticas, gráficos descriptivos y los sistemas de información geográfica resultan una metodología sencilla y eficaz para la identificación de las principales deficiencias de la red, que fueron la distribución de los sitios de monitoreo según las áreas superficiales de cada cuenca, las frecuencias de medición de los parámetros y el volumen de datos faltantes que dificultan el proceso de evaluación de la calidad de las cuencas del país.

En conclusión, la planificación de las redes y sistemas de monitoreo de la calidad de las aguas superficiales es un proceso que implica un arduo trabajo en cuanto al establecimiento de

los lineamientos y principios a seguir. Sin embargo, es recomendable que, mediante la colaboración interinstitucional y multidisciplinar, se diseñen estas primeras etapas de objetivos y metas para lograr obtener resultados fiables y representativos que apoyen los actuales programas de medidas de remediación que se irán incorporando con el lanzamiento del Plan Nacional de Seguridad Hídrica 2015-2050, cuyo eslogan evoca “Agua para Todos”.

6. BIBLIOGRAFIA

- ACP (Autoridad del Canal de Panamá). (2017). Informe de Calidad de Agua de la Cuenca del Canal. Unidad de Calidad del Agua, ACP. Panamá, República de Panamá.
- Aleksei Shkurin (2015). Water Quality Analysis Using Machine Learning Algorithms. Tesis de Grado. Grado en Ingeniería Ambiental. MAMK University of Applied Sciences. Mikkeli, Finlandia.
- Alobaidy, A. H. M. J., Abid, H. S., & Maulood, B. K. (2010). Application of water quality index for assessment of Dokan lake ecosystem, Kurdistan region, Iraq. Journal of Water Resource and Protection, 2 (09), 792.
- ANAM (Autoridad Nacional del Ambiente de Panamá) (2011). Plan Nacional de Gestión Integrada de Recursos Hídricos de la República de Panamá 2010-2030. Panamá, República de Panamá.

- ANAM (Autoridad Nacional del Ambiente) (2004). Primer Informe de Monitoreo de la Calidad del Agua en las Cuencas Hidrográficas de Panamá Años 2002 – 2003. Panamá, República de Panamá.
- ANAM (Autoridad Nacional del Ambiente) (2006). Informe de Monitoreo de la Calidad del Agua en las Cuencas Hidrográficas de Panamá, Compendio de Resultados, Años 2004-2005. Panamá, República de Panamá.
- ANAM (Autoridad Nacional del Ambiente) (2009). Informe de Monitoreo de la Calidad del Agua en las Cuencas Hidrográficas de Panamá, Compendio de Resultados, Años 2006 – 2007. Panamá, República de Panamá.
- ANAM (Autoridad Nacional del Ambiente) (2013). Informe de Monitoreo de la Calidad del Agua en las Cuencas Hidrográficas de Panamá, Compendio de Resultados, Años 2009 – 2012. Panamá, República de Panamá.
- ArcMap, E. S. R. I. (2017). 10.5.1. Environmental System Research Institute, In. Estados Unidos.
- ASEP (Autoridad Nacional de los Servicios Públicos). Estadísticas de Electricidad año 2017. http://www.asep.gob.pa/images/electricidad/estadisticas/I_semestre_2017/OFE_RTA.pdf
- CANSH (Comité de Alto Nivel de Seguridad Hídrica) (2016). Plan Nacional de Seguridad Hídrica 2015-2050: Agua para Todos. Panamá, República de Panamá.
- CCME (Canadian Council Of Ministers Of The Environment) (2001). CCME Water Quality Index 1.0 Technical Report. Canadian Environmental Quality Guidelines. CCME, Canadá.
- CCME (Canadian Council Of Ministers Of The Environment) (2017). CCME Water Quality Index User's Manual 2017 Update. Canadian Environmental Quality Guidelines. CCME, Canadá.
- Cornejo, A., López-López, E., Ruiz-Picos, R. A., Sedeño-Díaz, J. E., Armitage, B., Arefina, T., Nieto, C., Tuñón, A., Molinar, M., Ábrego T., Pérez, E., Tuñón, A.R, Magué, J., Rodríguez, A., Pineda, J., Cubilla, J., Avila Quintero, I. M. (2017). Diagnóstico de la condición ambiental de los afluentes superficiales de Panamá. 326.
- DOCE (2000). Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. Diario Oficial de las Comunidades Europeas.
- EC (European Communities) (2003). Monitoring Under The Water Framework Directive. Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 7. Diario Oficial de las Comunidades Europeas.
- EEA (European Environment Agency) (2008). Surface Water Quality Monitoring

- <https://www.eea.europa.eu/publications/92-9167-001-4/page003.html>.
- Fernández, N., Ramírez, C. A., Solano, F. (2003). Índices fisicoquímicos de calidad del agua: un estudio comparativo. Agua 2003: Usos Múltiples del Agua, para la Vida y el Desarrollo Sostenible, IWA International Water Association. 1-9.
- Fu-cheng, L., Xue-zhao, H. (2013). Application of fuzzy c-means clustering for assessing rural Surface water quality in Lianyungang. Fifth Conference on Measuring Technology and Mechatronics Automation. IEEE Computer Society.
- ITFM (1995). Final Report Of The Intergovernmental Task Force On Monitoring Water Quality. USEPA/USGS. Estados Unidos.
- Koehler-Geib, F., Scott, K., Soliman, A., Lopez, J. H. (2015). Panama: Locking in Success. Systematic Country Diagnostic. World Bank. Washington DC, Estados Unidos.
- Lumb A., Sharma T.C., Bibeault, J.F. (2011). A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. Water Qual Expo Health, 3, 11–24.
- MEF (Ministerio de Economía y Finanzas) (2008). Decreto Ejecutivo No. 75 de 4 de junio de la Norma Primaria de Calidad Ambiental y Niveles de Calidad para las Aguas Continentales de Uso Recreativo con y sin contacto directo. Gaceta Oficial Digital, No 26078 de 2008. Panamá, República de Panamá.
- Ouyang, Y. (2005). Evaluation of river water quality monitoring stations by principal component analysis. Water Research 39, 2621–2635.
- Park, S., Choi, J.H., Wang, S., Park, S.S (2006). Design of a water quality monitoring network in a large river system using the genetic algorithm. Ecol. Model, 199, 289–297.
- Peter Aitken. (2006). Excel Pivot tables and charts. Wiley Publishing, Inc., Indianapolis, Indiana
- Poonam T., Tanushree B., Sukalyan C. (2011). Water Quality Indices – Important Tools for Water Quality Assessment: A Review. ICA International Journal of Advances in Chemistry (IJAC) 1 (1).
- Puri D., Borel K., Vance, C., Karthikeyan, R. (2017). Optimization of a Water Quality Monitoring Network Using a Spatially Referenced Water Quality Model and a Genetic Algorithm. Water 9, 704.
- Ramírez, A., Restrepo, R., Viña, G., (1997). Cuatro Índices de Contaminación para Caracterización de Aguas Continentales. Formulación y Aplicación. CT&F - Ciencia, Tecnología y Futuro, 1 (3).
- Rosemond S. de, Duro D C., Dubé M. (2009) Comparative Analysis of Regional

- Water Quality in Canada using the Water Quality Index. *Environ Monit Assess*, 156, 223–240.
- Sabonge, R. (2014) La ampliación del Canal de Panamá. Impulsor de cambios en el comercio internacional. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) Naciones Unidas.
- Simmonds, J., Gómez, J. A., Ledezma, A. (2018). Statistical and Data Mining Techniques for Understanding Water Quality Profiles in a Mining-Affected River Basin. *International Journal of Agricultural and Environmental Information Systems (IJAEIS)*, 9(2), 1-19.
- Spanos, T., Simeonov, V., Stratis, J., Xristina, X. (2003). Assessment of Water Quality for Human Consumption. *Microchim. Acta* 141, 35–40.
- Strobla, R.O., Robillard, P.D. (2008). Network Design for Water Quality Monitoring of Surface freshwaters: A review. *Journal of Environmental Management* 87, 639–648.
- UNESCO (2008). Balance Hídrico Superficial de Panamá, Período 1971-2002. Documentos Técnicos del PHI-LAC. 9.
- UNESCO/WHO/UNEP (1996) Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring, Second Edition.
- USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) (2002). Consolidated Assessment and Listing Methodology Toward a Compendium of Best Practices (1ra Edición). Office of Wetlands, Oceans, and Watersheds. USEPA, Estados Unidos.
- Wilson D. J., Lockwood, R. E. (2002). Harpeth River Watershed Sediment Study Technical Report. HRWA/CRC. Tennessee, Estados Unidos.
- WMO (World Meteorological Organization) (2013). Planning Of Water-Quality Monitoring Systems. Technical Report Series No. 3.
- www.acp.pa. ACP (Autoridad del Canal de Panamá). Agua y Bosques en la Cuenca del Canal: Tendencias a Largo Plazo. <http://www.micanaldepanama.com/wp-content/uploads/2012/06/Agua-y-Bosques.pdf>
- www.acwi.gov. ACWI (Advisory Committee on Water Information). Framework For A Water-Quality-Monitoring Program. Technical Appendix B. <https://acwi.gov/appendixes/AppendB.html>
- www.contraloria.gob.pa. INEC. Sección de Cartografía del Instituto Nacional de Estadística y Censo, Contraloría General de la República, Mapa de Cuencas Hidrográficas. https://www.contraloria.gob.pa/inec/archivos/P7761MAPA_CUENCAS.pdf
- www.hidromet.com.pa. ETESA (Empresa de Transmisión Eléctrica S.A.). Tabla de cuencas hidrográficas de Panamá

<http://www.hidromet.com.pa/cuencas.php>.

www.mapama.gob.es. Red de alerta (SAICA).
Ministerio de Agricultura y Pesca,
Alimentación y Medio Ambiente.
<http://www.mapama.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/programas-seguimiento/saica.aspx>

www.miambiente.gob.pa. Ponen en marcha red de monitoreo de la calidad el agua en la cuenca del río La Villa. Info ambiental.
<http://www.miambiente.gob.pa/index.php/2013-02-20-08-59-23/noticias/noti-rapidas/1316-ponen-en-marcha-red-de-monitoreo-de-la-calidad-el-agua-en-la-cuenca-del-rio-la-villa>

Zhao J., Fu, G., Lei, K., Li, Y. (2011). Multivariate analysis of surface water quality in the Three Gorges area of China and implications for water management. *Journal of Environmental Sciences*, 23 (9), 1460–1471.

Zwart, D. de (1995). Monitoring water quality in the future, *Biomonitoring*. RIVM, National Institute for Public Health and the Environment. Netherlands.

7. ANEXOS

ANEXO 1. Cuencas Hidrográficas de Panamá

Nº de Cuenca	Nombre del Río	Área total de la cuenca(Km2)
87	Río Sixaola *	509.4
89	Ríos entre el Sixaola y Changuinola	222.5
91	Río Changuinola	3202
93	Ríos entre Changuinola y Cricamola	2121
95	Río Cricamola y entre Cricamola y Calovébora	2364
97	Río Calovébora	485
99	Ríos entre Calovébora y Veraguas	402.2
100	Río Coto y Vecinos *	560
101	Río Veraguas	322.8
102	Río Chiriquí Viejo	1376
103	Río Belén y entre R. Belén y R. Coclé del Norte	817
104	Río Escárrea	373
105	Río Coclé del Norte	1710
106	Río Chico	593.3
107	Ríos entre Coclé del Norte y Miguel de la Borda	133.5
108	Río Chiriquí	1905
109	Río Miguel de la Borda	640
110	Río Fonseca y entre R. Chiriquí y Río San Juan	1661
111	Río Indio	564.4
112	Ríos entre el Fonseca y el Tabasará	1168
113	Ríos entre el Indio y el Chagres	421.4
114	Río Tabasará	1289
115	Río Chagres	3338
116	Ríos entre el Tabasará y el San Pablo	1684
117	Ríos entre el Chagres y Mandinga	1122
118	Río San Pablo	2453
119	Río Mandinga	337
120	Río San Pedro	996
121	Ríos entre el Mandinga y Armila	2238

Nº de Cuenca	Nombre del Río	Área total de la cuenca(Km2)
122	Ríos entre el San Pedro y el Tonosí	2467
124	Río Tonosí	716.8
126	Ríos entre el Tonosí y La Villa	2170
128	Río La Villa	1284.3
130	Río Parita	602.6
132	Río Santa María	3326
134	Río Grande	2493
136	Río Antón	291
138	Ríos entre el Antón y el Caimito	1476
140	Río Caimito	453
142	Ríos entre el Caimito y el Juan Díaz	383
144	Río Juan Díaz y entre Río Juan Díaz y Pacora	322
146	Río Pacora	388
148	Río Bayano	4984
150	Ríos entre el Bayano y el Sta. Bárbara	1270
152	Río Sta. Bárbara y entre Chucunaque	1796
154	Río Chucunaque	4937
156	Río Tuira	3017
158	Río Tucutí	1835
160	Ríos entre el Tucutí y el Sambú	1464
162	Río Sambú	1525
164	Ríos entre el Sambú y el Juradó	1158
166	Río Jurado *	91.2

*** Cuencas Internacionales.**

Fuente: ETESA Panamá, División de Hidrometeorología www.hidromet.com.pa.

ANEXO 2. Niveles de Calidad para aguas de uso recreativo con y sin contacto directo.
Decreto Ejecutivo N°75.

Parámetro	Unidad	Contacto Directo	Sin contacto directo
Bacteriológico			
Coliformes Fecal.	UFC/100ml	250	251 - 450
Fisicoquímicos			
pH	-	6.5 - 8.5	6.5 - 8.5
Temperatura	°C	3	3
Transparencia	M	> 1.2	0 – 1.2
Sólidos Flotantes		Ausentes	Ausentes
Sólidos Suspendidos	mg/l	< 50	< 50
Sólidos Disueltos	mg/l	< 500	< 500
Color	Pt-Co	< 100	100 - 500
Turbidez	NTU	< 50	50-100
Oxígeno Disuelto	mg/l	> 7.0	6.0-7.0
Demanda Biológica de Oxígeno	mg/l	< 3.0	3.0-5.0
Orgánicos			
Grasas y Aceites	mg/l	< 10	< 10
Hidrocarburos	mg/l	< 0.05	0.05 – 0.2
Hidrocarburos aromáticos policíclicos	mg/l	< 0.2	0.2 – 1.0
Plaguicidas	mg/l	Ausente	< 0.005
Detergentes	mg/l	< 1.0	< 1.0
Inorgánicos y Metales			
Cianuro	mg/l	< 0.01	< 0.01
Arsénico	mg/l	< 0.1	< 0.1
Cadmio	mg/l	< 0.03	< 0.03
Cromo VI	mg/l	< 0.05	< 0.05
Mercurio	mg/l	< 0.01	< 0.01
Plomo	mg/l	< 0.05	0.05 - 0.2

ANEXO 3. Posibles índices aplicables a las zonas de poca caracterización según parámetros contemplados

Índices aplicables	Temperatura	Coli.Fecales	pH	Turbidez	Fosfatos	Nitratos	Sólidos	DBO
BPI		x						
DMR			x			x		x
ICOMO								x
ICOpH			x					
ICOSUS							x	
ICOTemp	x							
Índice Dalmatia	x	x	x	x		x	x	x
Índice Greensboro	x	x	x	x		x	x	x
Índice Idaho		x		x				
Índice Leon	x	x	x		x	x		x
Índice Malasia			x					x
Índice Miami	x		x	x				
Índice Montoya		x	x	x	x	x		x
Índice Prati			x			x		x
Índice Washington	x	x	x	x				
NPI			x	x	x	x		
OPI	x							x
OWQI	x	x	x			x	x	x
WQI (NSF)	x	x	x	x	x	x	x	x
Total	9	9	13	8	4	9	4	11

ANEXO 4. Ejemplo de la tabla obtenida para la generación de los mapas de Frecuencia de Medición.

Cuenca	Count of Turb. (UNT)	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2008	2009	2010	2011	2012	Result	Categorí
142	Condado del Rey	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	1	2	20	2
142	Puente del Rey	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	1	2	20	2
142	Puente Jardín El Bosque	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	21	2
140	Alto de Caceres/ Urbanización Los Rosales						1	2	2	1	2	1	1	10	6
140	El Tajonazo				1	2	2	2	2	2	2	1	1	15	5
140	Estación de la Policía Nacional Arraijan - Zona de Policía Sub-Estación Nuevo Chorrillo				1	2	2	2	2	2	2	1	1	15	5
140	Puente sobre la autopista Panama-Arraijan				1	2	2	2	2	2	1	1	1	14	5
136	El Valle	1	1	1	1	2	1	2	2	2		1	1	15	5
136	Finca Cultivos Juan Hombrón (La Paila)	1	1	1	1	2	2	2	2	2	1	1		16	5
136	Puente vía Interamericana	1	1	1	1	2	2	2	2	2	1	2	1	18	3
158	Camogandí		2		1	1	2	2	2	1	1	1		13	5
158	Límite del río Sábalo El Bacao		2		1	1	2	2	2	1	1	1		13	5
158	Tucutí		2		1	1	2	2	2	1	1	1		13	5
148	El Llano		2		1	1	2	2	2	2	2	1	1	16	5
148	La Boca del Río Byano		2		1	1	2	2	2	2	2	1	1	16	5
148	Puerto Coquira		2		1	1	2	2	2	2	2	1	1	16	5
105	Antes del primer rápido									2	1			3	8
140	(Al lado de la Policía de Menores de Arraiján - Teca)						1	2	1	1				5	8
140	(Carretera Interamericana cerca Industrias Maribel)						1	2	2	2	2	3	1	13	6
140	(Puente Colgante Carretera Potrero Grande-González Afuera)						1	2	2	2	2	3	1	13	6
140	Comunidad de Caimito-Cerro Trinidad (Nacimiento del río)	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	3	1	21	2
105	Frente a casa de madera									2	2			4	8
105	Frente a Quebrada al lado del Ranchito									2	2			4	8

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ Y UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS



MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS

PROYECTO DE FIN DE MASTER

Estudio de la recarga de los acuíferos de la cuenca transfronteriza de Chira – Catamayo (Repúblicas del Perú y del Ecuador).

*Aquifers recharge's study in Chira – Catamayo's
transboundary basin (Republics of Perú and Ecuador).*

AUTOR:
Elmer Condori Quispe

DIRECTORA:
Dra. Irene de Bustamante (UAH)

Alcalá de Henares, 21 de mayo de 2018

ÍNDICE

RESUMEN.....	60	4. RESULTADOS.....	88
1. INTRODUCCIÓN.....	60	4.1. Evaluación de recarga	88
2. JUSTIFICACIÓN Y		4.2. Recarga calculada en la Parte	
OBJETIVOS	60	Alta de la cuenca.....	90
2.1. Objetivos generales.....	61	4.2.1. Método Schosinky.....	90
2.2. Objetivos específicos	61	4.2.2. Método EasyBal	90
3. DATOS DE PARTIDA Y		4.3. Recarga calculada de la parte	
METODOLOGÍA	62	baja de la cuenca.....	94
3.1. Datos de partida	63	4.3.1. Sistema hidráulico Alto Chira...94	
3.1.1. Análisis de precipitación.....	63	4.3.2. Sistema hidráulico Bajo Chira...94	
3.1.2. Análisis de temperatura	70	4.3.3. Balance del Reservorio	
3.1.3. Evaporación	72	Poechos.....	95
3.1.4. Suelos.....	76	4.3.4. Sistema hidráulico Alto Chira...99	
3.1.5. Situación y contexto		4.3.5. Sistema hidráulico Bajo Chira...100	
geológico de la cuenca Chira-		5. DISCUSIÓN.....	102
Catamayo	80	6. CONCLUSIONES	103
3.2. Metodología para el cálculo		7. BIBLIOGRAFÍA.....	104
de recarga por método Gunther		8. ANEXOS.....	107
Shorinsky	85		
3.2.1. Cálculo de la retención			
mensual de lluvia por el fojjae y/o			
cultivo.....	85		
3.2.2. Cálculo del coeficiente de			
infiltración del suelo.....	85		
3.2.3. Cálculo de infiltración pluvial			
mensual	87		
3.2.4. Cálculo de la esorrentía			
superficial.....	87		
3.2.5. Cálculo de la recarga			
potencial al acuífero	87		
3.3. Metodología para estimación			
de recarga por método EasyBal	87		

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Variables usadas en la zonificación.....	63
Tabla 2. Estaciones de precipitación Zona 1.....	66
Tabla 3. Estaciones de precipitación Zona 2.....	67
Tabla 4. Temperatura media mensual	70
Tabla 5. Evaporación total mm/mes.....	72
Tabla 6. Metodologías por clases.....	73
Tabla 7. Metodologías por clases.....	76
Tabla 8. Tipos de suelos de la cuenca Chira Catamayo.....	78
Tabla 9. Características hidrológicas del suelo (VIC, 2018).....	79
Tabla 10. Componentes del coeficiente de infiltración.....	86
Tabla 11. Fracción que infiltra por textura del suelo	86
Tabla 12. Resumen de recarga potencial para las zonas evaluadas en la parte alta por método de Schosinky.....	90
Tabla 13. Resumen de recarga potencial para las zonas evaluadas en la parte alta método EasyBal	91
Tabla 14. Consolidado de demandas hídricas anuales por usos en los valles de los ríos principales en la cuenca Catamayo Chira. Año 2001 (en Hm ³)	93
Tabla 15. Resumen de recarga potencial para las zonas evaluadas en la parte baja por método de Schosinky.....	94

Tabla 16. Resumen de recarga potencial para las zonas evaluadas en la parte alta método EasyBal.....	94
Tabla 17. Balance hídrico del sistema hidráulico Alto Chira (Hm ³)	99
Tabla 18. Balance hídrico del sistema hidráulico Bajo Chira (hm ³)	100
Tabla 19. Estimación de los recursos de agua subterránea del acuífera aluvial del río Chira.....	100
Tabla 20. Resumen de las extracciones en los principales del Acuífero aluvial del río Chira	100
Tabla 21. Comparación de los dos métodos empleados para calcular la recarga	102

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación de la cuenca binacional del río Chira Catamayo.....	62
Figura 2. Modelo conceptual de la regionalización.....	63
Figura 3. Mapa de estaciones por clúster de precipitación y temperatura con zonas climáticas	64
Figura 4. Dendograma de 60 estaciones usando la variable de precipitación.....	65
Figura 5. Índices anuales del vector y de las estaciones por medio Brunet-Moret (1979).....	66
Figura 6. Suma de índices anuales del vector y de las estaciones	67
Figura 7. Índices anuales del vector y de las estaciones por medio Brunet-Moret (1979).....	68
Figura 8. Suma de índices anuales del vector y de las estaciones	68
Figura 9. Mapa de precipitación media multianual, periodo 1970-2013	69
Figura 10. Mapa de isotermas medias multianual de la cuenca Chira Catamayo.....	71
Figura 11. ETP por varios métodos para la estación Miraflores.....	73
Figura 12. Perfil de las clases	73
Figura 13. ETP por varios métodos para la estación Saucillo (Alamor).....	74
Figura 14. Mapa de Evapotranspiración potencial, método Thornwaite.....	75
Figura 15. Perfil de las clases	76
Figura 16. Mapa de suelos de la cuenca binacional Chira Catamayo	77
Figura 17. Mapa litológico de la cuenca binacional Chira Catamayo	81
Figura 18. Mapa de zonas para evaluación de recarga.....	89
Figura 19. Mapa de recarga potencial de la parte alta de la cuenca.....	92
Figura 20. Caudales promedio anuales del río Chira en la estación Ardilla periodo 1950-2015. Fuente: (Aguilar, 2016).....	93
Figura 21. Mapa de NDVI, en color verde se muestra áreas de cultivos distribuidas principalmente a lo largo del piso del valle del río Chira	97
Figura 22. Mapa de índice de NDVI, en color azul se muestra las áreas húmedas debidas al riego de cultivos distribuidas principalmente en el piso del valle del río Chira	98
Figura 23. Mapa de recarga de la parte baja de la cuenca binacional	101

LISTA DE ABREVIATURAS Y SIGLAS

ANA: Autoridad Nacional del Agua

SENAMHI: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú

INAMHI: Instituto Nacional De Meteorología E Hidrología del Ecuador

INGEMMET: Instituto Geológico Minero Y Metalúrgico

IGM: Instituto Geográfico Militar

ETP: Evapotranspiración potencial

VIC: Variable Infiltration Capacity

ATA-UNP-UNL: Asesores Técnicos Asociados. Universidad Nacional de Piura. Universidad Nacional de Loja.

INERHI: Instituto Ecuatoriano de Recursos Hidráulicos.

m.s.n.m.: Metros sobre el nivel del mar

JPEG: Joint Photographic Experts Group

INRENA: Instituto Nacional de Recursos Naturales

ETR: Evapotranspiración real

NDVI: Normalized Difference Vegetation Index

NDWI: Normalized Difference Water Index

IGME: Instituto Geológico y Minero de España.

EOS: Earth Observing System.

PADH: Plan de Aprovechamiento de la Disponibilidad Hídrica.

GRPiura: Gobierno Regional de Piura.

RESUMEN

En el presente trabajo se muestran resultados de la evaluación de la recarga potencial en la cuenca binacional del río Chira Catamayo, geográficamente comprende los territorios del departamento de Piura en Perú, y la provincia de Loja en el Ecuador. El objetivo fue evaluar la recarga potencial de la cuenca binacional del río Chira – Catamayo con la finalidad de ofrecer información sobre los mecanismos de recarga de los acuíferos de un área con variaciones climáticas (tipo semiárido a húmedo) y fisiográficas que definen la cuenca en dos zonas bien diferenciadas: la zona costera (parte baja), caracterizada principalmente por relieves planos y muy bajas o nulas precipitaciones y la zona de cordillera occidental (parte alta) con relieves muy escarpados y formas irregulares con altas precipitaciones. La geología de la cuenca binacional Chira Catamayo está constituida por un complejo de rocas metamórficas, intrusivas, volcánicas y sedimentarias de diferente origen. Las edades de las rocas varían entre el Proterozoico (Cratón Guayanés o basamento cristalino de la Cuenca Oriente) hasta el Cuaternario. Para la determinación de la recarga potencial de los acuíferos en la cuenca binacional Chira Catamayo se utilizó la información meteorológica, las características hidrológicas del suelo y litología con la finalidad de obtener seis zonas tanto en la Parte Alta como Parte Baja de la cuenca, luego en

cada zona se calculó la recarga empleando dos metodologías: Gunther Schosinsky y herramienta EasyBal, ambos métodos estimaron valores de recarga similares, tanto para la parte alta y baja de la cuenca.

Palabras claves: Río Chira Catamayo, cuenca transfronteriza, recarga.

1. INTRODUCCION

El cálculo de la recarga por infiltración de agua de lluvia a los acuíferos en la cuenca del río Chira – Catamayo se realizó empleando la plantilla elaborada según el método de Gunther **Schosinsky** y método de cálculo de recarga con herramienta EasyBal, desarrollada por la Universidad Politécnica de Barcelona.

Previamente se han validado las series climáticas de las estaciones seleccionadas, utilizando los programas XlStat, Hydracces.

2. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

La correcta evaluación de la recarga de los acuíferos es crucial para establecer cuantitativamente el funcionamiento y balance de los sistemas acuíferos y frecuentemente representa un desafío dadas las grandes incertidumbres que lleva asociadas. Los modelos de balance hídrico son una

herramienta útil en cuencas extensas no monitorizadas o en regiones con escasa información disponible, especialmente en zonas semiáridas, donde la evaluación de los recursos hídricos subterráneos disponibles constituye uno de los objetivos de cualquier planificación hidrológica por constituir una fuente de abastecimiento estratégica en periodos de sequía. La recarga de los acuíferos libres depende, por un lado, de la precipitación y su distribución a nivel diario, y de las condiciones atmosféricas y ambientales, principalmente la temperatura, y por otra parte de las características del suelo edáfico y de la vegetación existente. Los procesos de recarga en regiones semiáridas y semihúmedas se localizan principalmente en las cabeceras de las cuencas hidrográficas, generalmente en áreas montañosas (Wilson y Guan, 2004) (Lerner et al., 1990), caracterizadas por la gran variabilidad de la precipitación, la heterogeneidad fisiográfica y geológica y la escasez de datos. Estas propiedades que dificultan la cuantificación directa de la recarga, hacen aconsejable evaluar previamente los principales parámetros que jugarán un papel importante en el balance hídrico. Las técnicas de teledetección pueden aportar valiosa información para la modelización hidrológica y el balance hídrico.

Existe un gran número de metodologías para la evaluación de la recarga de los acuíferos, aunque todos ellos consideran

la recarga, de una manera general y comprendiendo periodos de tiempo amplios (anuales), como la fracción no evapotranspirada ni sometida a escorrentía superficial de la precipitación. A su vez, el cálculo de la evapotranspiración puede evaluarse considerando los patrones espaciales de la vegetación, usos del suelo y factores climáticos.

2.1. Objetivos generales:

El estudio propuesto tiene por objetivo evaluar de la recarga de la cuenca transfronteriza de Chira – Catamayo con la finalidad de ofrecer información sobre los mecanismos de recarga de los acuíferos de un área con variaciones climáticas (tipo semiárido a húmedo) y fisiográficas considerables. Aunque los estudios propuestos tienen un carácter regional, el conocimiento sobre la recarga contribuirá al cálculo del balance hídrico de la cuenca y a la definición de su modelo conceptual hidrogeológico.

2.2. Objetivos específicos:

- Evaluar la recarga mediante el balance hídrico.
- Elaborar mapas de recarga de cada uno de los métodos citados.
- Comparar los métodos de cálculo de recarga utilizados.
- Contribuir al modelo conceptual hidrogeológico de la cuenca de Chira –

Catamayo

- Identificación de áreas húmedas mediante imágenes de satélite.

3. DATOS DE PARTIDA Y METODOLOGIA

Para delimitar los diferentes sectores que definirán la recarga se ha empleado los mapas litológicos y de suelos a escala 1:800.000, elaborados partir de información bibliográfica y que se verán más adelante en las figuras 16 y 17.

Durante la elaboración del trabajo se utilizaron diferentes herramientas informáticas:

- Hydraccess, Excel y Xlstat; para análisis y validación de datos.
- ArcGis; para edición y diseño de mapas.
- Plantillas en Excel para métodos de recarga: EasyBal y Gunther Schosinsky
- MultiSpect, Google Earth pro, otros.

El análisis de recarga se realiza en la cuenca binacional Perú – Ecuador Chira Catamayo se localiza la zona noroccidental de Sudamérica (Figura 1), comprende un área total de 18.420 km² de territorio, tiene un área de 11.150 km² en la parte peruana y 7.240 km² en la ecuatoriana.

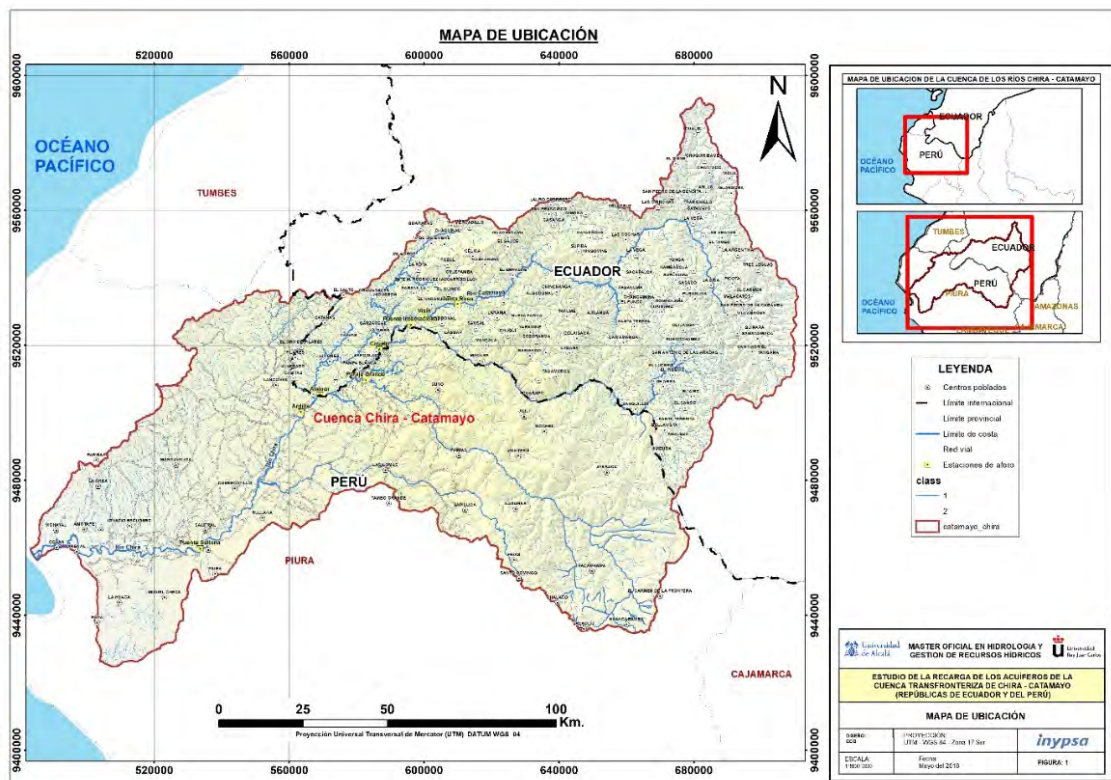


Figura 1. Mapa de ubicación de la cuenca binacional del río Chira Catamayo.

3.1. Datos de partida

3.1.1. Análisis de precipitación

El análisis de la precipitación se realizó haciendo una regionalización climática de la cuenca del río Chira – Catamayo, siguiendo la siguiente metodología (figura 2).

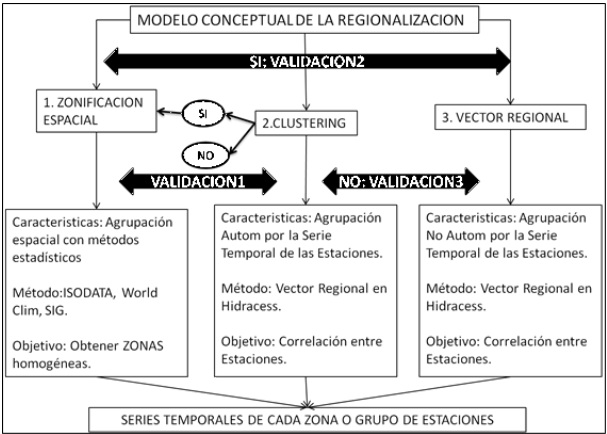


Figura 2. Modelo conceptual de la regionalización

Fuente: (Jorge y Fabián, 2013).

- Primero, se realizó la zonificación (Clustering espacial) a partir de Datos Climáticos “World Clim” (Hijmans et al., 2018), las variables climáticas que se citan en la Tabla 1 “son aquellas relacionas a la estacionalidad (por trimestres) y a la periodicidad anual, y con las cuales se obtuvieron los

mejores resultados” (Jorge y Fabián, 2013). Empleando el código MultiSpec se realizó una clasificación no supervisada, que dio como resultado dos zonas bien definidas, que se muestra en la Figura 3.

Tabla 1. Variables usadas en la zonificación.

VARIABLES DE TEMPERATURA	Temperatura media anual
	Temperatura máxima del mes más
	Temperatura máxima del mes más frío.
	Temperatura media del trimestre más
	Temperatura media del trimestre más
	Temperatura media del trimestre más
VARIABLES DE PRECIPITACIÓN	Precipitación anual
	Precipitación máxima del mes más
	Precipitación máxima del mes más frío.
	Precipitación media del trimestre más
	Precipitación media del trimestre más
	Precipitación media del trimestre más



Figura 3. Mapa de estaciones por clúster de precipitación y temperatura con zonas climáticas.

- Posteriormente, se ha determinado el número de Clusters usando la base de 60 estaciones de precipitación; el dendrograma se obtuvo utilizando el código XlStat 2016. La Figura 4 muestra dos grupos principales de estaciones de precipitación, correspondiendo cada grupo a las dos

zonas bioclimáticas representadas en la Figura 3. Sin embargo, en la Figura 3 se muestran representadas las estaciones de precipitación seleccionadas previo a un análisis y validación de datos que se desarrolla más adelante.

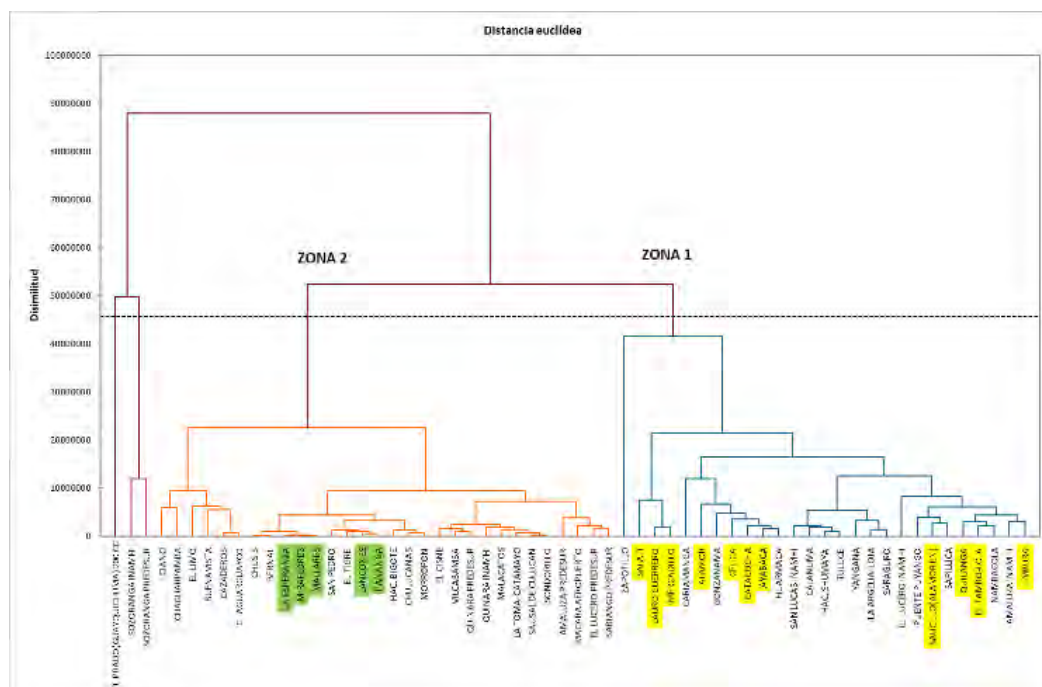


Figura 4. Dendrograma de 60 estaciones usando la variable precipitación.

- El método del vector regional (correlación de estaciones). Para el análisis, homogenización y reconstitución de los datos de precipitación, se utilizó el Método del Vector Regional elaborado por Brunet-Moret (1979).

Para este análisis se usaron las 60 estaciones de precipitación obtenidas de SENAMHI, INAMHI y PREDESUR.

Zona 1

En esta zona se ha analizado la precipitación de las estaciones: Cecilia, Quilanga, Alamor, Saucillo (Alamor), Jimbura, Catacocha, Salati, El Tambo-Loja, Lauro Guerrero, Mercadillo y Ayabaca; dichas estaciones cumplen con la hipótesis de pseudo-proporcionalidad, como se muestra en la Tabla 2, en la columna correspondiente a “*Correl./Vector*”.

Tabla 2. Estaciones de precipitación Zona 1.

Estación	Nº Años	D.E. Desvíos	Correl. /Vector	Pp Media Observada (mm)	Pp Media Calculada (mm)
Celica	31	0,347	0,637	1061,1	1048,3
Quilanga	31	0,398	0,678	1029,8	1079,7
Alamor	31	0,357	0,729	1422,4	1561,7
Saucillo (alamor en)	31	0,517	0,759	815,4	909,2
Jimbura	31	0,293	0,63	1330,7	1270,7
Catacocha	31	0,359	0,695	862,8	756,7
Salati	31	0,334	0,64	2171,6	2267,6
El tambo-loja	31	0,474	0,469	803,3	813,6
Lauro guerrero	31	0,256	0,82	1467,6	1535,5
Mercadillo	31	0,306	0,867	1297,5	1419,5
Ayabaca	31	0,31	0,675	1299,6	1186,2

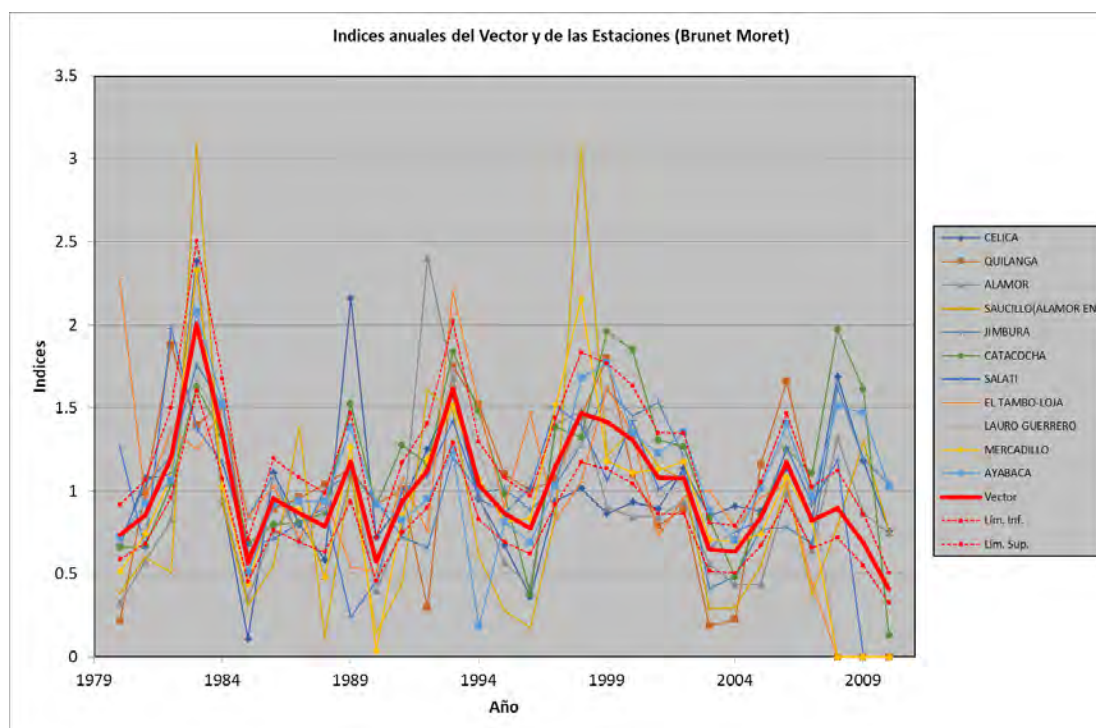


Figura 5. Índices anuales del vector y de las estaciones por método Brunet-Moret (1979).

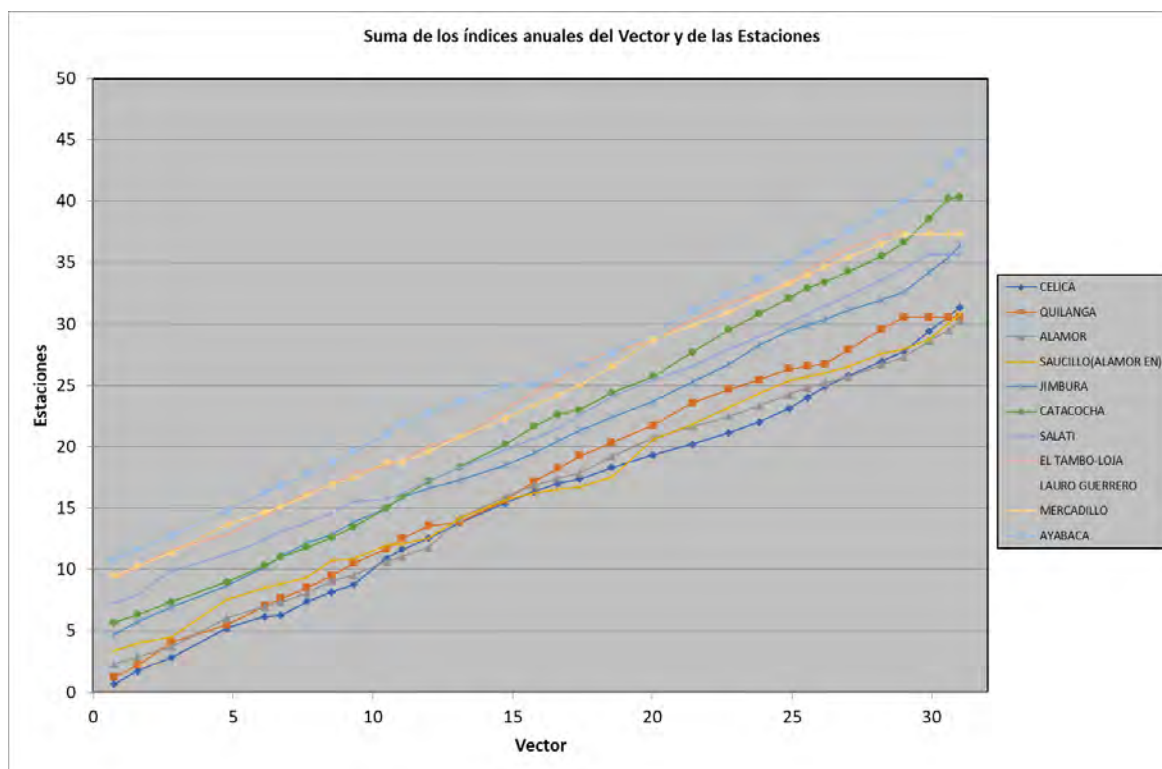


Figura 6. Suma de índices anuales del vector y de las estaciones.

Zona 2

Esta zona corresponde a la parte baja de la cuenca, cuya característica de esta zona es la escasa precipitación, en esta zona se han

analizado las estaciones: Miraflores, La esperanza, Lancones, Mallares y Pananga, cuyos resultados de análisis se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Estaciones de precipitación zona 2.

Estaciones	Nº Años	D.E. Desvíos	Correl. /Vector	Pp Media Observada (mm)	Pp Media Calculada (mm)
Miraflores	31	0,247	0,996	183,7	206,8
La Esperanza	31	0,669	0,96	112,7	150
Lancones	31	0,401	0,985	356	344,9
Mallares	31	0,264	0,993	208,5	194,8
Pananga	31	0,662	0,958	348,5	315,3

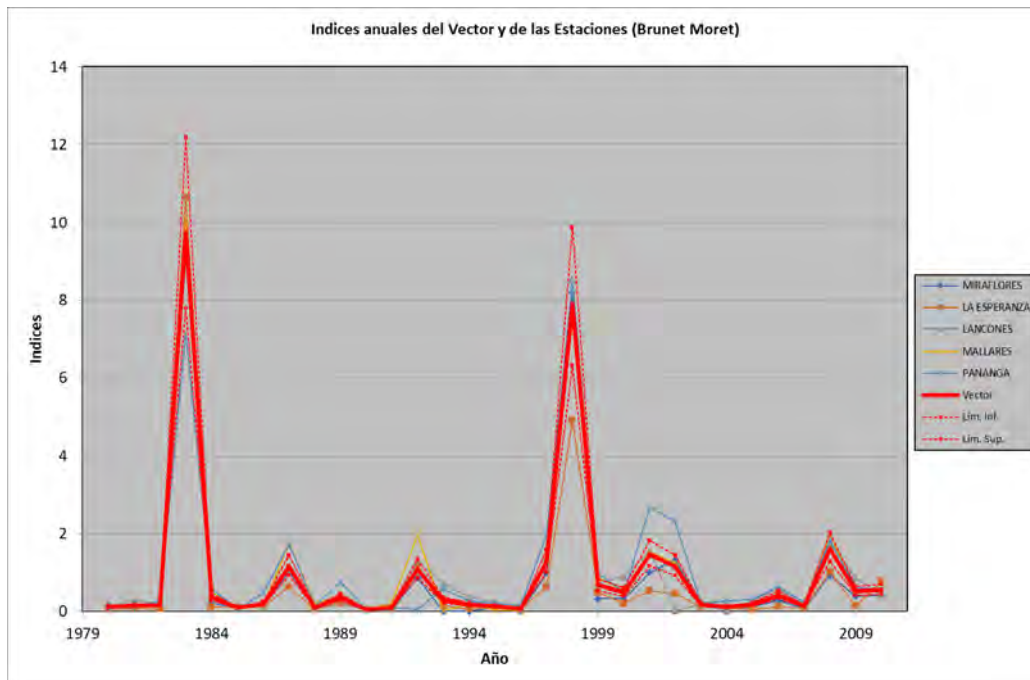


Figura 7. Índices anuales del vector y de las estaciones por método Brunet-Moret (1979).

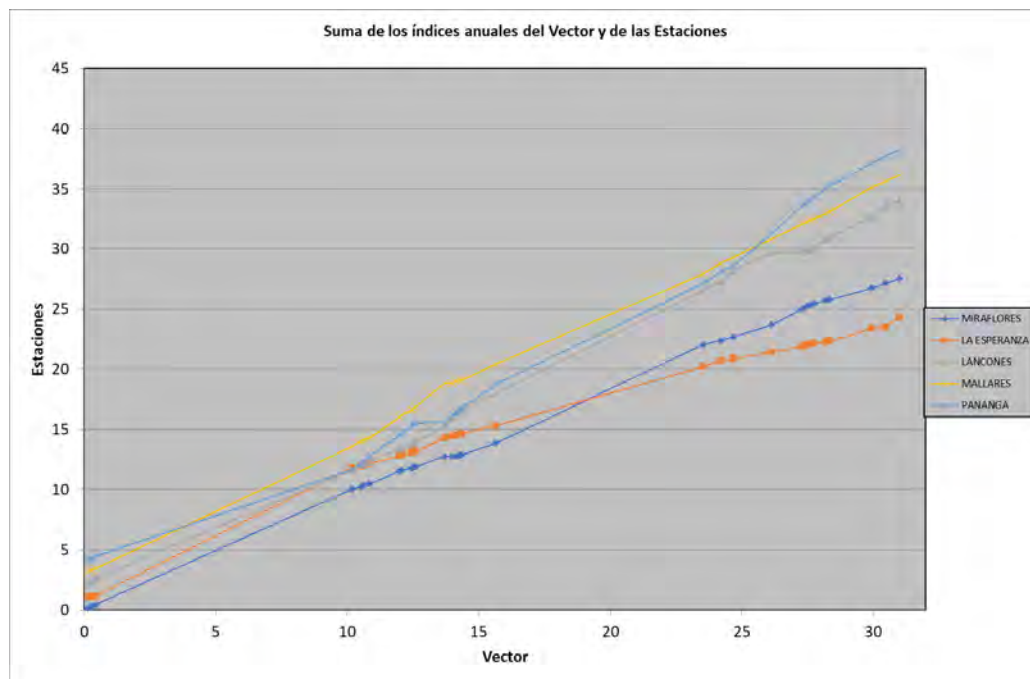


Figura 8. Suma de índices anuales del vector y de las estaciones.

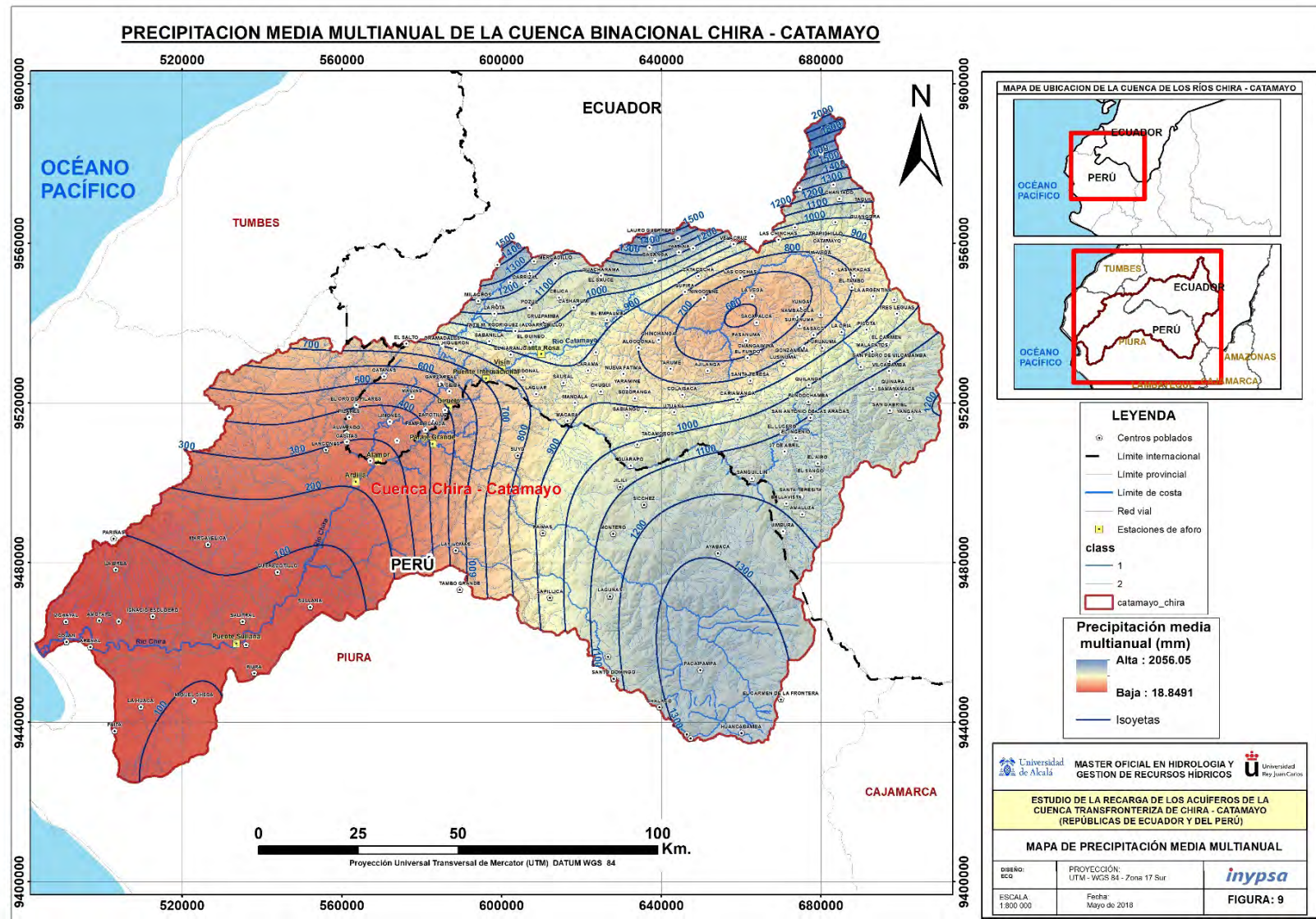


Figura 9. mapa de precipitación media multianual, período 1970 – 2013.

Después de realizar este análisis de precipitación, se confeccionó el mapa de isoyetas multianual que se muestra en la figura 9. Los datos de precipitación de las 16 estaciones seleccionadas se adjuntan en el Anexo I.

3.1.2. Análisis de temperatura

La información seleccionada, corresponde a la proporcionada por SENAMHI e INAMHI. Esta variable se analizó a nivel anual y mensual, considerando los valores mínimos, máximos y

medios, periodo 1970 - 2013. Los datos de temperatura (Máximas y mínimas) se muestran en el anexo III y en el anexo IV se ha representado mapas de isotermas medias mensuales de la cuenca Chira Catamayo.

En la Figura 10 se muestra mapa de isotermas medias multianuales de la cuenca Chira Catamayo de periodo 1970 – 2013, donde se observa que la temperatura es mayor (29,79 °C) hacia cotas menores y temperaturas menor (2,01 °C) hacia cotas altas.

Tabla 4. Temperatura media mensual.

NOMBRE	INSTITUCION PROPIETARIA	TEMPERATURA MEDIA												
		ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC	ANUAL
LA ARGELIA-LOJA	INAMHI	16	17	17	17	17	16	15	15	16	17	17	17	16
LA TOMA-CATAMAYO	FAE	24	24	24	24	24	23	23	24	24	24	24	24	24
MACARA AEROPUERTO	FAE	26	26	25	25	24	23	23	23	24	24	24	25	24
MALACATOS	INAMHI	20	20	20	20	20	19	19	19	20	20	20	20	20
VILCABAMBA	INAMHI	21	21	21	21	21	20	20	21	21	21	21	21	21
QUINARA INAMHI	INAMHI	20	21	21	21	21	20	18	21	22	21	21	21	21
CARIAMANGA	INAMHI	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18
YANGANA	INAMHI	19	19	19	19	19	19	18	19	19	19	20	19	19
CELICA	INAMHI	16	16	16	16	17	16	17	17	16	17	17	16	16
GONZANAMA	INAMHI	17	17	17	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18
AMALUZA INAMHI	INAMHI	19	20	20	20	20	21	21	21	21	21	20	20	20
ZAPOTILLO	PREDESUR	27	27	27	26	25	24	24	24	24	24	26	26	25
QUILANGA	PREDESUR	19	19	19	19	19	19	19	19	20	20	20	19	19
MIRAFLORES	SENAMHI	27	28	28	27	25	23	22	22	23	23	24	26	25
AYABACA	SENAMHI	13	13	13	14	14	14	13	14	14	14	14	13	14
SAUSAL DE CULUCAN	SENAMHI	23	23	23	23	22	22	22	22	22	22	23	22	22
HUARMACA	SENAMHI	11	12	12	12	13	13	13	13	13	13	12	12	13
SONDORILLO	SENAMHI	19	19	19	20	19	19	19	19	20	20	19	20	19
CHULUCANAS	SENAMHI	25	26	26	24	22	21	20	21	22	23	24	24	23
MORROPON	SENAMHI	24	25	25	23	21	21	20	20	21	22	23	23	22
LA ESPERANZA	SENAMHI	20	23	23	21	20	21	21	21	21	21	21	20	21
LANCONES	SENAMHI	26	26	27	25	21	20	21	19	19	18	21	22	22
MALLARES	SENAMHI	26	27	27	25	21	21	21	20	20	20	21	23	23
CHUSIS	SENAMHI	21	25	25	21	21	21	21	21	21	22	22	20	22
BERNAL	SENAMHI	25	28	27	22	20	21	22	22	22	21	21	19	22

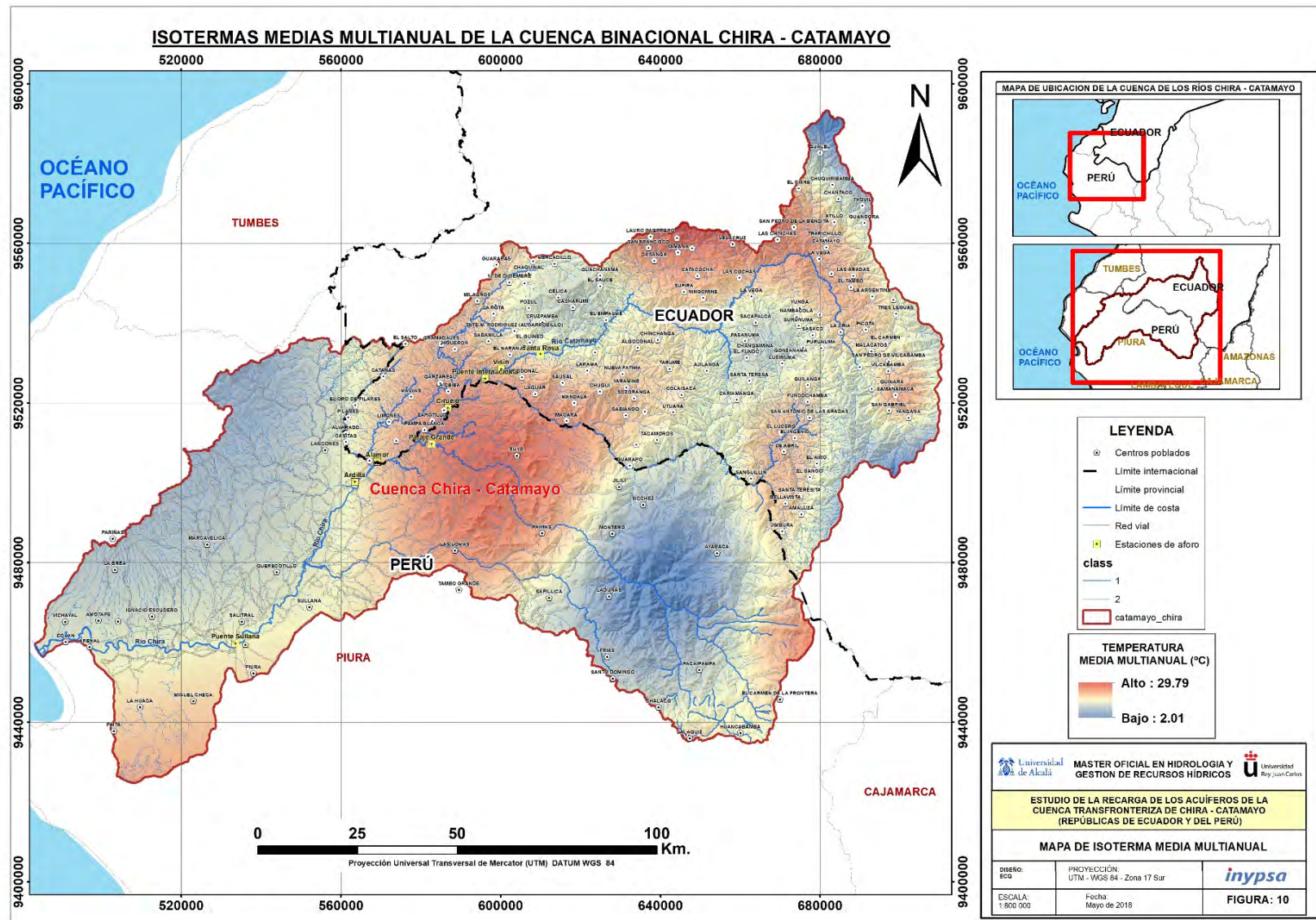


Figura 10. Mapa de isotermas medias multianual de la cuenca chira Catamayo.

3.1.3. Evaporación

Tabla 5. evaporación total mm/mes.

ESTACIONES	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC	ANUAL	AÑO INICIO	AÑO FINAL	PROPIETARIO
CHUSIS	133	132	140	129	107	86	82	85	87	101	110	124	1316	1964	2005	SENAMHI
MIRAFLORES	157	142	141	129	119	100	100	105	114	126	125	148	1506	1971	2009	SENAMHI
TEJEDORES	106	95	90	97	83	69	80	92	105	108	109	131	1164	1962	1981	SENAMHI
TAHUIN	97	93	122	118	123	113	108	110	106	106	114	112	1321	1984	1999	PREDESUR

Los valores de evaporación obtenidos han sido medidos en tanques evaporímetros Clase A. Debido a la incidencia directa de la radiación solar por su ubicación geográfica, en la zona baja de la cuenca alcanza aproximadamente a 1.506 mm/año y en las partes altas 1.321 mm/año.

Evapotranspiración potencial

La evapotranspiración potencial se ha evaluado por varios métodos empíricos, como: Método de Thornthwaite, Hargreaves, Christiansen, Penman Monteith, Penman Monteith Modificado, Turc, Jensen – Haise, Stephens – Stewart, Linacre, Papadakis, De Radiación, Serruto, Priestley – Taylor, Makkink, Valiantzas y Garcia – Lopez.

Los requerimientos de datos de entrada para los modelos de evapotranspiración usados en este trabajo básicamente fueron: Radiación solar, Temperatura del aire, humedad relativa, velocidad del viento y presión atmosférica.

Para estimar la evapotranspiración de referencia de la cuenca binacional del río Chira Catamayo se compararon los diferentes métodos empíricos de evapotranspiración citados anteriormente con valores de evaporación de tanque clase A, con la finalidad de mostrar los métodos de evapotranspiración que más se ajustan tanto a la parte baja y alta de la cuenca, para este análisis se toma como referencia la estación representativa Miraflores (Parte baja de la cuenca) y Saucillo (Alamor) (parte alta de la cuenca).

Los datos calculados por los diferentes métodos se adjuntan en el en el anexo V.

• Estación Miraflores (parte baja de la cuenca)

Una vez calculada la evapotranspiración potencial por las diferentes metodologías empíricas (Figura 11) se procedió a agruparlas por clases (con herramienta XlStat). En la Figura 12 y Tabla 6 se muestran agrupadas en tres clases las diferentes metodologías de evapotranspiración, evidenciándose que las metodologías que se ajustan mejor a la Parte

Baja de la cuenca porque presentan valores similares al Tanque tipo A, son: Thorntwaite, Hargreaves 02, Hargreaves 04 , Stephens – Stewart, Linacre, Serruto, Makkink, y Garcia –

Lopez, metodologías que servirían para estimar la evapotranspiración en la parte baja de la cuenca, el resto de las metodologías muestran valores sobreestimados.

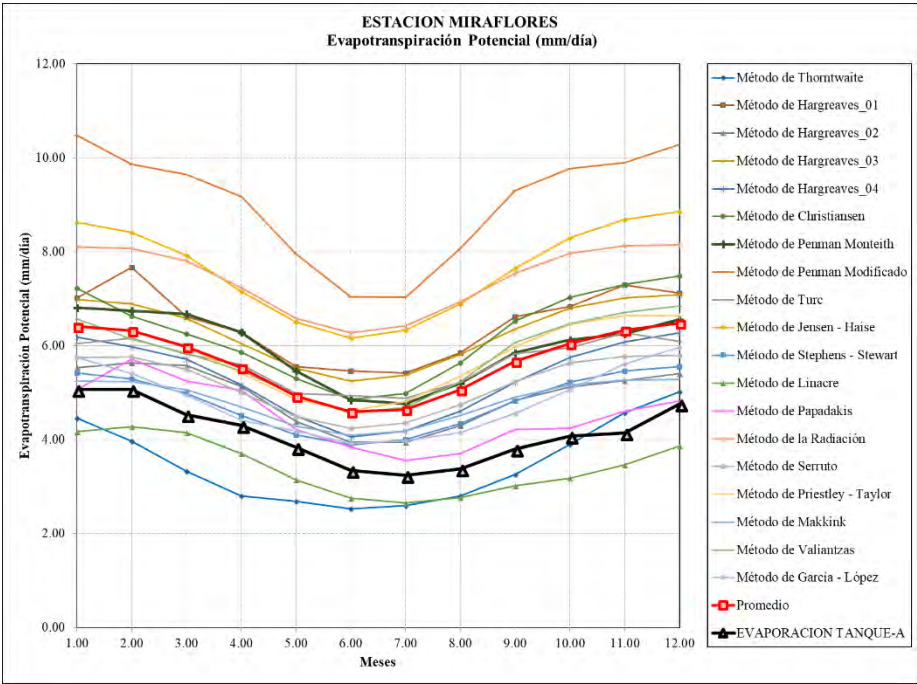


Figura 11. ETP por varios métodos para la estación Miraflores.

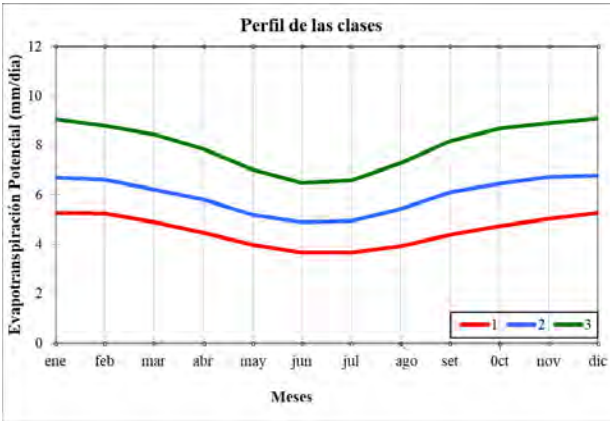


Figura 12. Perfil de las clases.

CLASE		
1	2	3
Método de Thorntwaite	Método de Hargreaves_01	Método de Penman Modificado
Método de Hargreaves_02	Método de Hargreaves_03	Método de Jensen - Haise
Método de Hargreaves_04	Método de Christiansen	Método de la Radiación
Método de Stephens - Stewart	Método de Penman Monteith	
Método de Linacre	Método de Turc	
	Método de Priestley - Taylor	
Método de Papadakis		
Método de Serruto	Método de Valiantzas	
Método de Makkink	Promedio	
Método de García - López		
EVAPORACION TANQUE-A		

Tabla 6. metodologías por clases.

- **Estación Saucillo (Alamor) (parte alta de la cuenca)**

En la Figura 13 se muestran representada la evapotranspiración por diferentes métodos empíricos y que posteriormente se muestran agrupados en tres clases en la Figura 15 y Tabla 7, donde, las metodologías que se ajustan

para el cálculo de evapotranspiración en la Parte Alta de la cuenca son: Thornthwaite, Hargreaves 04, Stephens – Stewart, Linacre, Makkink, y Garcia – Lopez, las cuales se aproximan a los valores de evaporación registrados por el tanque tipo A.

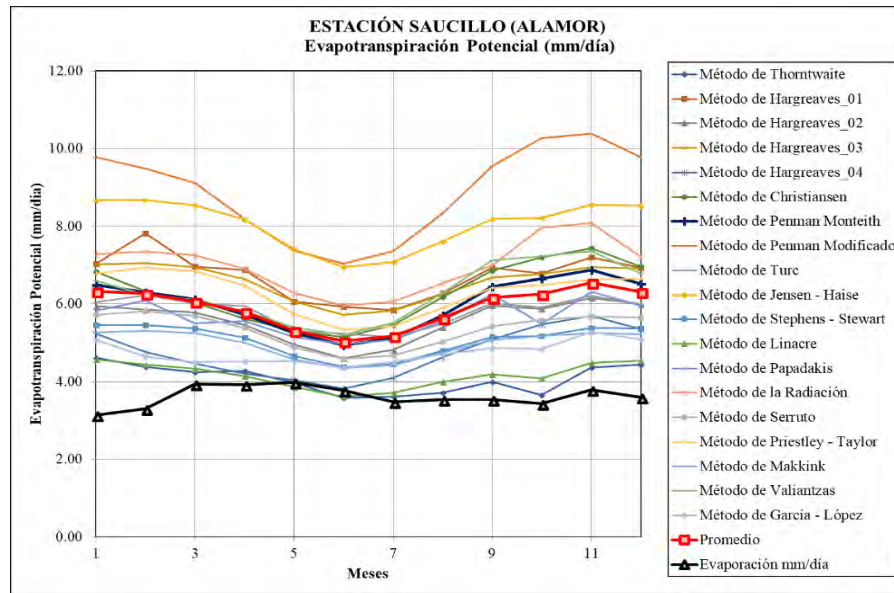


Figura 13. ETP por varios métodos para la estación Saucillo (Alamor).

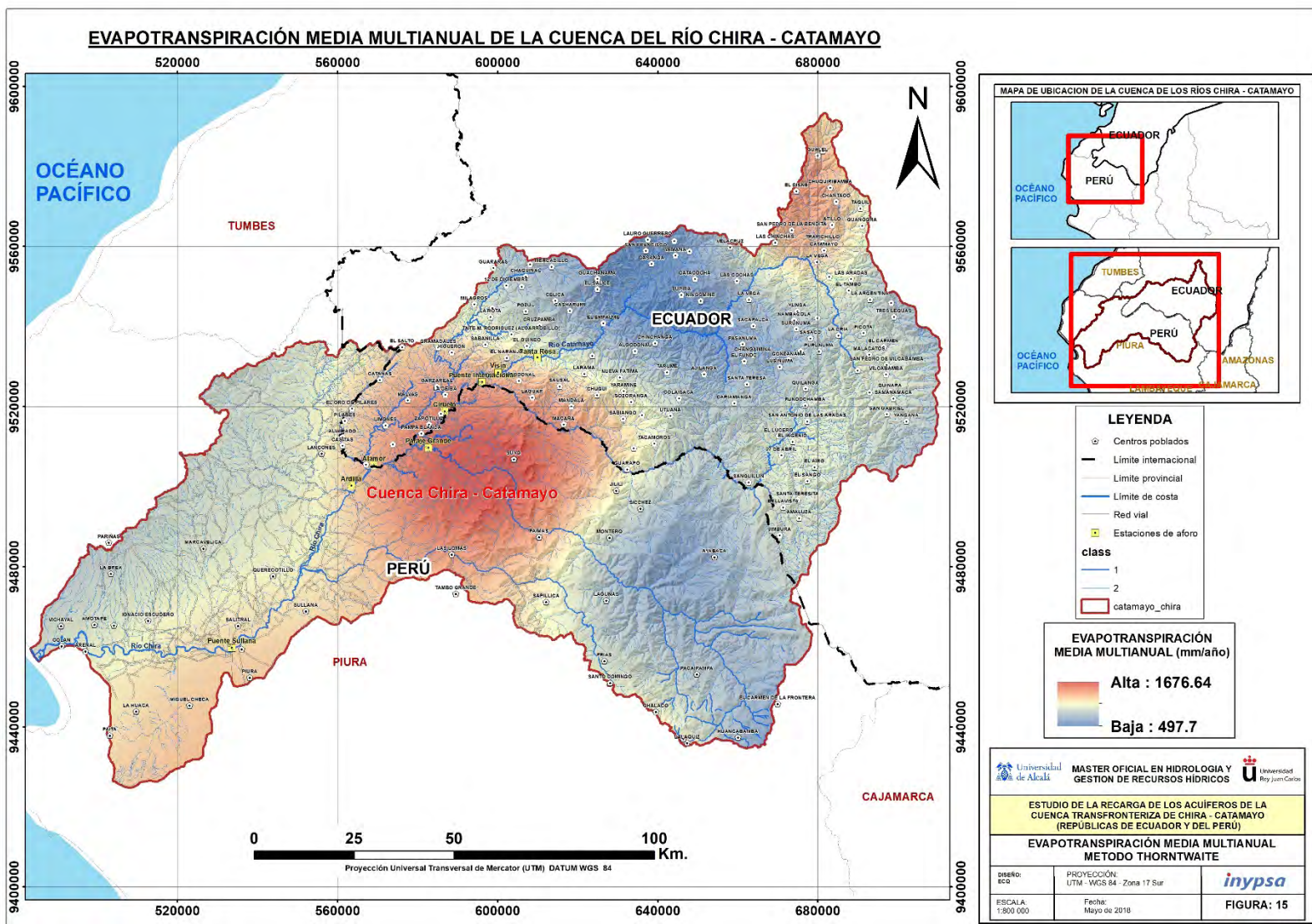


Figura 14. Mapa de Evapotranspiración potencial, método Thornthwaite.

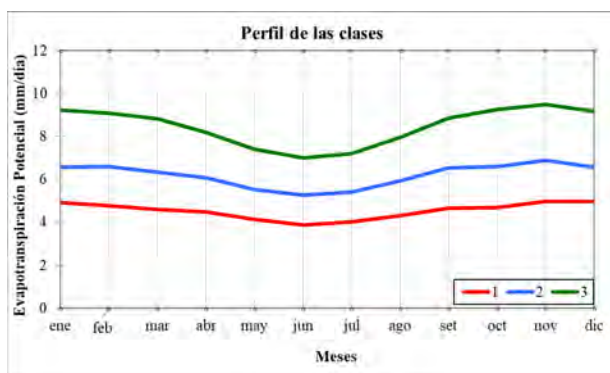


Figura 15. Perfil de las clases.

CLASE		
1	2	3
Método de Thornthwaite	Método de Hargreaves_01	Método de Penman Modificado
Método de Hargreaves_04	Método de Hargreaves_02	Método de Jensen - Haise
Método de Stephens - Stewart	Método de Hargreaves_03	
Método de Linacre	Método de Christiansen	
Método de Serruto	Método de Penman Monteith	
Método de Makkink	Método de Turc	
Método de García - López	Método de Papadakis	
Evaporación mm/día	Método de la Radiación	
	Método de Priestley - Taylor	

Tabla 7. metodologías por clases.

De acuerdo al mapa de Evapotranspiración elaborado por el método de Thornthwaite multianual para la cuenca Chira Catamayo varían de 497,7 mm/año para las cotas altas a 1.676,64 mm/año en cotas bajas.

3.1.4. Suelos

El mapa de suelos confeccionado para la cuenca binacional Chira Catamayo, se muestra en la figura 16, y se elaboró a partir de la información obtenida de mapas en archivo imagen (JPEG) de suelos de cada país. Para la parte peruana se obtuvo de INRENA (2010) a una escala de trabajo Escala 1:2.000.000, y para la parte ecuatoriana se obtuvo del IGM (1986), a una escala 1:200.000 y 1:500.000. En la tabla 8 se muestran los tipos de suelos existentes en la cuenca Chira Catamayo.

Tabla 8. Tipos de suelos de la cuenca Chira Catamayo.

ORDEN	Descripción
ENTISOLES	Suelos con poca o ninguna evidencia de desarrollo de horizontes pedogenéticos. Dominio de material mineral primario no consolidado.
ALFISOLES	Suelos minerales con presencia de horizontes con buen grado de desarrollo pedogenético, un horizonte superficial claro y lavado (Eluviación) sobre horizonte argílico (acumulación de arcilla); saturación de bases elevada; generalmente sobre superficies antiguas.
VERTISOLES	Suelos minerales poco desarrollados; muy arcillosos; vérticos; dominancia de montmorillonita; poca materia orgánica; alta saturación de bases y densidad aparente; difícil laboreo.
INCEPTISOLES:	Suelos minerales con un incipiente desarrollo de horizontes pedogenéticos (uno o más horizontes de alteración o concentración); de superficies geomórficas jóvenes. Representan una etapa subsiguiente de evolución en relación con los Entisoles.
MOLLISOLES	Suelos minerales con superficie muy oscura, de gran espesor y rica en carbón orgánico (epipedón móllico); con presencia de algunos horizontes de mayor desarrollo pedogenético; ricos en bases; de alta fertilidad.
ALFISOLES - MOLLISOLES	Suelos intermedios entre Alfisoles y Mollisoles.
INCEPTISOLES - ALFISOLES	Suelos intermedios entre Inceptisoles y Alfisoles.
ENTISOLES - INCEPTISOLES	Suelos intermedios entre Entisoles e Inceptisoles.
INCEPTISOLES - VERTISOLES	Suelos intermedios entre Inceptisoles y Vertisoles.
ENTISOLES - ARIDISOLES	Suelos intermedios entre Entisoles y Aridisoles.

- **Capacidad de Campo**

de referencia para cada tipo de suelo.

Es el grado de humedad del suelo cuando ha perdido toda su agua gravífica. Para el método de recarga Schosinsky y EasyBall se obtuvo de la tabla 9 que contiene valores

- **Humedad inicial**

Grado de humedad del suelo al comienzo del periodo de estudio.

- **Espesor radicular**

Espesor del suelo en el que se desarrolla la actividad vegetal (zona de raíces), el espesor del suelo es variable, para este trabajo se utilizaron valores de 0,2 y 0,3 metros.

- **Punto de marchitez**

Mínima cantidad de agua retenible por el suelo. Corresponde a la que ya no pueden provechar las raíces, los valores para este parámetro se obtuvo de la tabla 9.

Tabla 9. Características hidrológicas del suelo (VIC, 2018).

	Clase USDA	% Arena	% Arcilla	Densidad aparente g / cm 3	Capacidad de campo cm 3	Punto Marchitez cm 3	Conductividad hidráulica saturada cm / hora
Alfisols	1	94,83	2,27	1,49	0,08	0,03	38,41
Andisols	2	85,23	6,53	1,52	0,15	0,06	10,87
Aridisols	3	69,28	12,48	1,57	0,21	0,09	5,24
Entisols	4	19,28	17,11	1,42	0,32	0,12	3,96
Gelisols	5	4,5	8,3	1,28	0,28	0,08	8,59
Histosols	6	41	20,69	1,49	0,29	0,14	1,97
Inceptisols	7	60,97	26,33	1,6	0,27	0,17	2,4
Mollisols	8	9,04	33,05	1,38	0,36	0,21	4,57
Oxisols	9	30,08	33,46	1,43	0,34	0,21	1,77
Spodosols	10	50,32	39,3	1,57	0,31	0,23	1,19
Ultisols	11	8,18	44,58	1,35	0,37	0,25	2,95
Vertisols	12	24,71	52,46	1,39	0,36	0,27	3,18

- **Umbral de escorrentía o valor de laminación**

El umbral de escorrentía o valor de laminación, representa el volumen de precipitación por encima del cual se produce escorrentía (IGME et al., 2014). Para el área de estudio se calculó por el método de Número de Curva.

El Numero de Curva de escurrimiento es una alternativa para la estimación del escurrimiento

directo, derivado de la precipitación total o de diseño, de gran utilidad en cuencas no instrumentadas. Los valores de Número de Curva dependen del tipo y uso de suelo, además de la condición hidrológica; que a su vez depende de factores como el relieve del terreno (pedregosidad), tratamiento (terrazas, surcos rectos, etc.) del suelo en el caso de los cultivos y de las condiciones de la vegetación (Reinoso , 2014).

3.1.5. Situación y contexto geológico de la cuenca Chira-Catamayo

Geología Local

El levantamiento geológico desarrollado por (ANA, 2009), define las principales unidades y formaciones presentes en el área de estudio y su composición litológica fundamentalmente, con lo que presenta además una adecuada caracterización de las principales unidades hidrogeológicas potencialmente productivas, así como también aquellas sin posibilidades de búsqueda de aguas subterráneas. Para este trabajo se consideró la clasificación por unidades litológicas presentada por (INGEMMET, 2006). A continuación, se describen las unidades litológicas:

- **Depósitos cuaternarios sedimentarios (I)**

Unidad I1: Esta unidad representa depósitos: por grava, arena, limo y arcilla.

Forman parte de los cursos de los ríos, terrazas aluviales, abanicos aluviales, depósitos de playas, lagunas y morrenas glaciares. Son depósitos no consolidados.

Unidad I2: Depósitos de arena formados por acarreo del viento, cubren las terrazas marinas, y las secuencias más antiguas. La dirección de acarreo del viento es de SO a NE. Forman grandes mantos de arena, y colinas que están disectadas por una red fluvial dendrítica, se encuentran fijados por arbustos o constituyen barjanes en movimiento, dunas gigantes y mantos de arena delgada. Este grupo se corresponde con depósitos eólicos no consolidados.

Unidad I3: Rocas sedimentarias clásticas de origen marino, constituidas por conglomerado, conglomerados lumaquéllicos, areniscas arcósicas y lutitas. Estos materiales se corresponden a terrazas marinas levantadas de edad pleistocena.

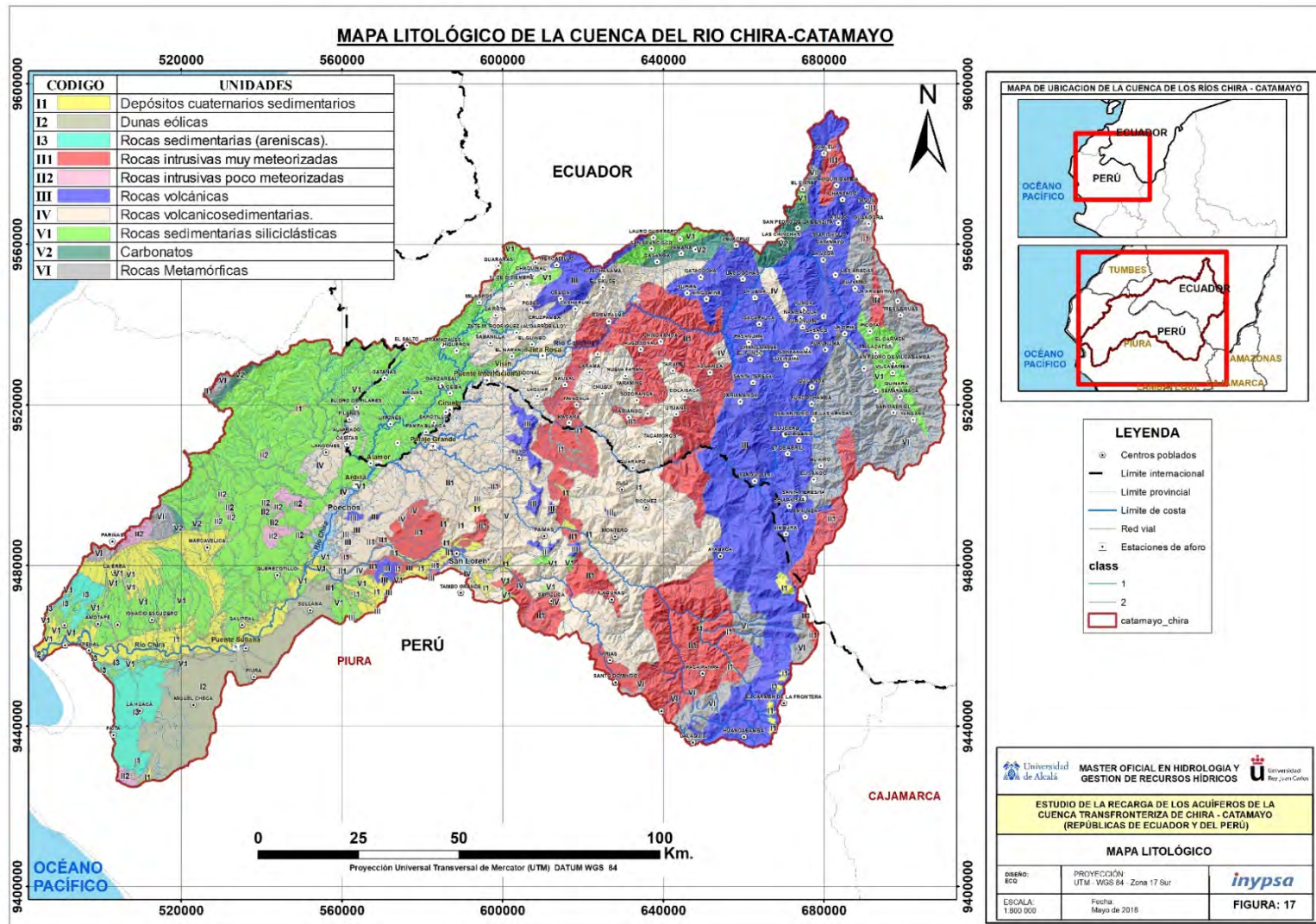


Figura 17. Mapa litológico de la cuenca binacional Chira – Catamayo.

Fuente: Digitalizado de (INGEMMET, 2006).

- **Rocas intrusivas (II)**

Unidad III: Rocas intrusivas muy meteorizadas, de composición intermedia a ácida, se extienden en la unidad de montañas: granitos, tonalitas, granodioritas, pertenecen al Mesozoico. Afloran distribuidos en la parte media a alta de la cuenca.

Unidad II2: Rocas intrusivas del Paleozoico superior poco meteorizadas, de tonalidades claras, y rocas intrusivas del Mesozoico la secuencia marina del Cretácico, de coloración verde oscuro, holocristalina con textura porfídica. Este grupo contiene granitos, gabrodioritas y dioritas. Afloran en la parte media y baja de la cuenca.

En la hidrogeología del lugar toman importancia las rocas intrusivas del Mesozoico, ya que actúan como sello impermeable tanto lateralmente como en profundidad de los acuíferos.

- **Rocas volcánicas (III)**

Unidad III: Afloran principalmente en la zona alta, en forma de flujos de lava andesítica y riolítica, piroclastos, tobas y brechas piroclásticas, pertenecen al Mesozoico.

- **Rocas volcano- sedimentarias (IV)**

Unidad IV: Del Mesozoico, se encuentra formando parte de la cuenca Lancones, formando parte de relieves elevados en la parte

media de la cuenca, está constituida por secuencias clástico volcánicas de aglomerados andesíticos, tobas, ignimbritas, brechas piroclásticas- andesíticas, andesitas piroclásticas

- **Rocas sedimentarias (V)**

Unidad V1: Rocas sedimentarias clásticas de origen continental del Mesozoico que incluyen conglomerados, areniscas y lutitas. En este grupo se encuentran una serie de formaciones con interés hidrogeológico, que se afloran distribuidas principalmente en la margen derecha del río Chira (parte media y baja de la cuenca), que pasamos a describir a continuación:

Formación Cerro Prieto

De edad paleozoica, constituida por conglomerados areniscas y lutitas, éstos podrían actuar como acuitardos.

Formación Encuentros

Constituida por conglomerados, areniscas y conglomerados, si bien presenta horizontes que podrían almacenar agua (acuitardo) éstos debido a su origen marino pierde importancia para su búsqueda.

Formación Huasimal

En esta formación si bien presenta horizontes que podrían almacenar agua (acuitardo) éstos debido a su origen marino pierde importancia para su búsqueda.

Formación Chira

Por su conformación litológica en su parte superior carece de importancia en la búsqueda de las aguas subterráneas y actúa como roca sello (acuifugo), aunque a gran profundidad, en su parte media, los horizontes de areniscas y conglomerados pueden actuar como un acuitardo.

Formación Jahuay negro

En esta formación si bien presenta horizontes que podrían almacenar agua (acuitardo) éstos debido a su origen marino pierde importancia para su búsqueda.

Formación Verdúm

Por su conformación litológica decrece su importancia en la búsqueda de las aguas subterráneas, aunque algunos horizontes podrían actuar como acuitardos.

Formación Tambogrande

Por su conformación litológica es importante para la búsqueda de las aguas subterráneas.

Formación Gigantal

Por su conformación litológica podría ser investigado por aguas subterráneas, ya que los horizontes de los depósitos sueltos pueden almacenar agua (acuitardo).

Formación Miramar

Por su conformación litológica es importante para la búsqueda de las aguas subterráneas.

Unidad V2: Rocas carbonatadas del cretáceo que afloran en cotas altas y medias de la cuenca. En este grupo se encuentran Formaciones de interés:

Formación Pananga y Muerto

En esta formación si bien presenta horizontes que podrían almacenar agua (acuitardo) éstos debido a su origen pierde importancia para su búsqueda.

- **Rocas metamórficas. (VI)**

Rocas metamórficas del paleozoico constituidas por esquistos, gneis, pizarras, filitas, cuarcitas y cornubianitas. Se encuentra en la parte alta de la Cordillera Occidental. En

este grupo se encuentran una serie de formaciones que pasamos a describir a continuación.

Formación Chaleco de paño

Por su conformación litológica carece de importancia en la búsqueda de las aguas subterráneas en el área de estudio y debe actuar como un acuífero.

Formación Cerro Negro

Por su conformación litológica carece de importancia en la búsqueda de aguas subterráneas.

Geología Estructural

La evolución de la Cuenca de estudio se ha visto marcada por la influencia de innumerables fallas que han conformado sistemas complejos. En la zona de estudio, existen fallas que se han podido inferir a partir de ciertas características morfoestructurales propias de la cuenca, considerando que son una expresión de los rasgos estructurales subyacentes controlados por formaciones de fallas o diaclasas fundamentalmente.

De acuerdo a (INGEMMET, 2006) la configuración del territorio de la cuenca del río Chira-Catamayo guarda relación entre el tectonismo y los factores climáticos que le dieron origen; comprende la faja litoral, pampas y terrazas estructurales. Son dos

unidades bien diferenciadas, caracterizadas por su relieve plano y ausencia de precipitaciones pluviales; en esta zona, se encuentran formas de acumulación marina como las playas, y zonas de erosión del tipo acantilados marinos; los vientos soplan hacia el continente, dando origen a acumulaciones de arenas que se observan en todo el litoral costero.

La Cordillera Occidental de los Andes sigue una dirección suroeste - noreste, forma una barrera montañosa, con alturas que varían entre los 3.900 m.s.n.m. en el límite de la cuenca y 1.500 m.s.n.m. en el límite con las áreas colinosas de la región costera. Esta unidad posee relieves muy escarpados y formas irregulares, de fuerte desnivel y pendiente y es donde se originan los ríos que desembocan en el río Chira. Las rocas antiguas al ser cortadas por las aguas formaron profundas vertientes que acentuaron aún más la irregularidad y heterogeneidad del relieve y formaron valles angostos labrados en el macizo cristalino y afloramientos de rocas cercanas al litoral.

La evolución de la Cuenca de estudio se ha visto marcada por la influencia de innumerables fallas que han conformado sistemas complejos especialmente en los extremos norte, noroeste y noreste de la Cuenca.

Se distinguen fallas visualizadas en el terreno, así como aquellas que se han podido inferir considerando ciertas características

morfoestructurales propias de la Cuenca, considerando que son una expresión de los rasgos estructurales subyacentes controlados por formaciones de fallas o diaclasas fundamentalmente.

En el extremo noreste de la Cuenca, estos sistemas presentan direcciones preferenciales NE – SO, en la parte central de la Cuenca se tienen direcciones preferenciales N – S y NO – SE. En el extremo norte de la Cuenca estos sistemas presentan una mayor concentración de estructuras con direcciones preferenciales NE – SO fundamentalmente.

Prácticamente estos sistemas de fallas presentes en las diferentes zonas del área de estudio, estarían controlando la tectónica de la Cuenca, incidiendo notablemente en la formación de morfoestructuras marcadas sobre todo en las partes altas de la Cuenca.

3.2. Metodología para cálculo de recarga por método Gunther Shosinsky

La cuantificación de aporte de agua de lluvia en la hacia los acuíferos se determinó por el método de (Schosinsky G. , 2006), metodología que se describe a continuación:

3.2.1. Cálculo de la retención mensual de lluvia por el follaje y/o cultivo.

Si $P \leq 5$ mm/mes, $Ret = P$.

Si el producto $(P)(Cfo)$ es ≥ 5 mm/mes, $Ret = (P)(Cfo)$. Si $P > 5$ mm/mes y el producto $(P)(Cfo) < 5$, $Ret = 5$.

Donde:

P = Precipitación mensual (mm).

Ret = Retención de lluvia en el follaje (mm/mes).

Cfo = Coeficiente de retención del follaje (adimensional).

Para follajes y otros similares, $Cfo = 0.12$.

3.2.2. Cálculo del coeficiente de infiltración del suelo

El coeficiente de infiltración del suelo (Ci), es el factor por el cual se multiplica la precipitación mensual para obtener la cantidad de agua que se infiltra mensualmente en el suelo. Para el cálculo del Ci , se considera tres fracciones (adimensionales): fracción que infiltra por textura del suelo (Kfc), fracción que infiltra por efecto de la pendiente (Kp) y la fracción que infiltra por efecto de la cobertura vegetal (Kv).

- Cálculo de la fracción que infiltra por textura del suelo

Si: K se encuentra entre 16 y 1568 mm/día,
 $Kfc = 0.267 \ln(K) - 0.000154 * K - 0.723$

Si: $K < 16 \text{ mm/día}$, $K_{fc} = 0.0148fc/16$

K = Conductividad hidráulica (mm/día).

Si: $K > 1568 \text{ mm/día}$, $K_{fc} = 1$

- Cálculo de la fracción que infiltra por efecto de pendiente (K_p) y de la fracción que infiltra por efecto de cobertura vegetal (K_v).

Donde:

K_{fc} = Coeficiente de infiltración o fracción de agua que infiltra por textura del suelo (adimensional).

Ambas fracciones se obtienen de la Tabla 10.

Tabla 10. Componentes del coeficiente de infiltración.

	Pendiente (%)	K_p	Cobertura vegetal	K_v
Muy plana	0,02 - 0,06	0,3	Cobertura con zacate* < 50%	0,09
Plana	0,3 - 0,4	0,2	Terrenos cultivados	0,1
Algo plana	1 - 2 %	0,15	Pastos, césped	0,18
Promedio	2 - 7 %	0,1	Bosques	0,2
Fuerte	> 7	0,06	Cobertura con zacate* > 75%	0,21

*Cultivo de zacate o "hierba búfalo" (*Buchloedactyloides*).

FUENTE: (SCHOSINSKY, 2007).

Finalmente, si: $K_p + K_v + K_{fc} > 1$, $C_i = 1$.

Tabla 11. Fracción que infiltra por textura del suelo.

Por otro lado, si: $K_p + K_v + K_{fc} \leq 1$, $C_i = K_p + K_v + K_{fc}$

ORDEN

FKC

Donde:

C_i = Coeficiente de infiltración (adimensional).

K_p = Fracción que infiltra por efecto de pendiente (adimensional).

K_v = Fracción que infiltra por efecto de cobertura vegetal (adimensional).

K_{fc} = Fracción que infiltra por textura del suelo (adimensional).

Agua	0,0
Alfisol	0,1
Entisol	0,20
Histosol	0,10
Inceptisol	0,10
Molisol	0,10
Oxisol	0,10
Ultisol	0,40
Vertisol	0,10
I= Imperfectamente drenado	0,10
M= Moderadamente bien drenado	0,20
S= Algo más que excesivamente	0,40
V= Muy pobremente drenado	0,10
W= Bien drenado	0,20

Fuente: (Saborío, 2013)

3.2.3. Cálculo de infiltración pluvial mensual

$$P_i = (C_i)(P - R_{et})$$

Donde:

P_i = Precipitación que infiltra mensualmente al suelo en (mm/mes).

C_i = Coeficiente de infiltración (adimensional).

3.2.4. Cálculo de la escorrentía superficial

$$ESC = P - R_{et} - P_i$$

Donde:

ESC = Escorrentía superficial (mm/mes).

P = Precipitación (mm/mes).

R_{et} = Retención de lluvia mensual por follaje (mm/mes).

P_i = Precipitación que infiltra mensualmente al suelo (mm/mes).

3.2.5. Cálculo de recarga potencial al acuífero

Finalmente, para estimar la recarga potencial anual, se suman los valores de recarga mensual calculados.

$$R_p = P_i + H_{si} - H_{sf} - E_{Tc}$$

Donde:

R_p = Recarga potencial mensual (mm/mes).

P_i = Precipitación que infiltra (mm/mes).

H_{sf} = Humedad del suelo al final del mes (mm).

E_{Tc} = Evapotranspiración del cultivo (mm/mes).

A partir de las ecuaciones presentadas anteriormente se construyó una plantilla para automatizar el cálculo de recarga por zona. Los cálculos de recarga por zonas por este método se adjuntan en los anexos VII (parte alta) y VIII (parte baja).

3.3. Metodología para estimación de recarga por método EasyBal

La herramienta EASYBAL estima únicamente la recarga que se produce a partir de la precipitación, sin tener en cuenta los posibles retornos de riego. Consiste en una plantilla de cálculo que valora la recarga mediante el método de Thornthwaite. Se calcula la Evapotranspiración Potencial (ETP) a partir de datos mensuales o diarios de temperatura y latitud, posteriormente se determina la evapotranspiración real (ETR) teniendo en cuenta la precipitación en el periodo de tiempo considerado y las características del suelo en cuanto a su disponibilidad de agua, es decir, su capacidad de campo, punto de marchitez, humedad inicial, reserva útil y espesor radicular (IGME et al., 2014). Finalmente, a

partir de los datos de la ETR se calcula el déficit hídrico o el exceso que representará la recarga al acuífero (anexo IX).

4. RESULTADOS

4.1. Evaluación de recarga

Para la evaluación de la recarga en la cuenca binacional Chira – Catamayo se dividió la cuenca en dos sectores: parte alta y baja, a partir de la presencia de la presa Poechos, localizada próximo a la parte media de la cuenca. Además, cada sector (parte alta y baja) de la cuenca se dividió en seis zonas (Figura 18), para calcular la recarga hídrica potencial que aportan. En cada una de ellas se calculó la recarga mediante la determinación del balance hídrico. Para su división se consideró el tipo de material geológico predominante, las características de textura del suelo. Las características principales de cada zona se describen a continuación:

Zona I, conformado por materiales cuaternarios inconsolidados. Suelos entisoles, arenoso y de textura media y gruesa. Coeficiente de infiltración igual a 0,2.

Zona II, constituida básicamente por granitos alterados y fracturados en superficies y los suelos Inceptisoles, limos arcillosos de textura fina. Coeficiente de infiltración de 0,1.

Zona III, constituida por rocas volcánicas de baja a media permeabilidad. Los suelos inceptisoles, limo arcilloso y de textura fina. Coeficiente de infiltración de 0,1.

Zona IV, constituida por rocas volcánicas sedimentarias, donde los suelos son Inceptisoles, limos arcillosos de textura fina. Coeficiente de infiltración 0,1.

Zona V, constituida por rocas sedimentarias siliciclásticas de buena permeabilidad, Entisoles limo arenoso, con textura media. Coeficiente de infiltración 0,2.

Zona VI, el material geológico que comprende son rocas metamórficas de muy baja permeabilidad. Los suelos son Inceptisoles, arcilloso y de textura fina. Coeficiente de infiltración 0,1.

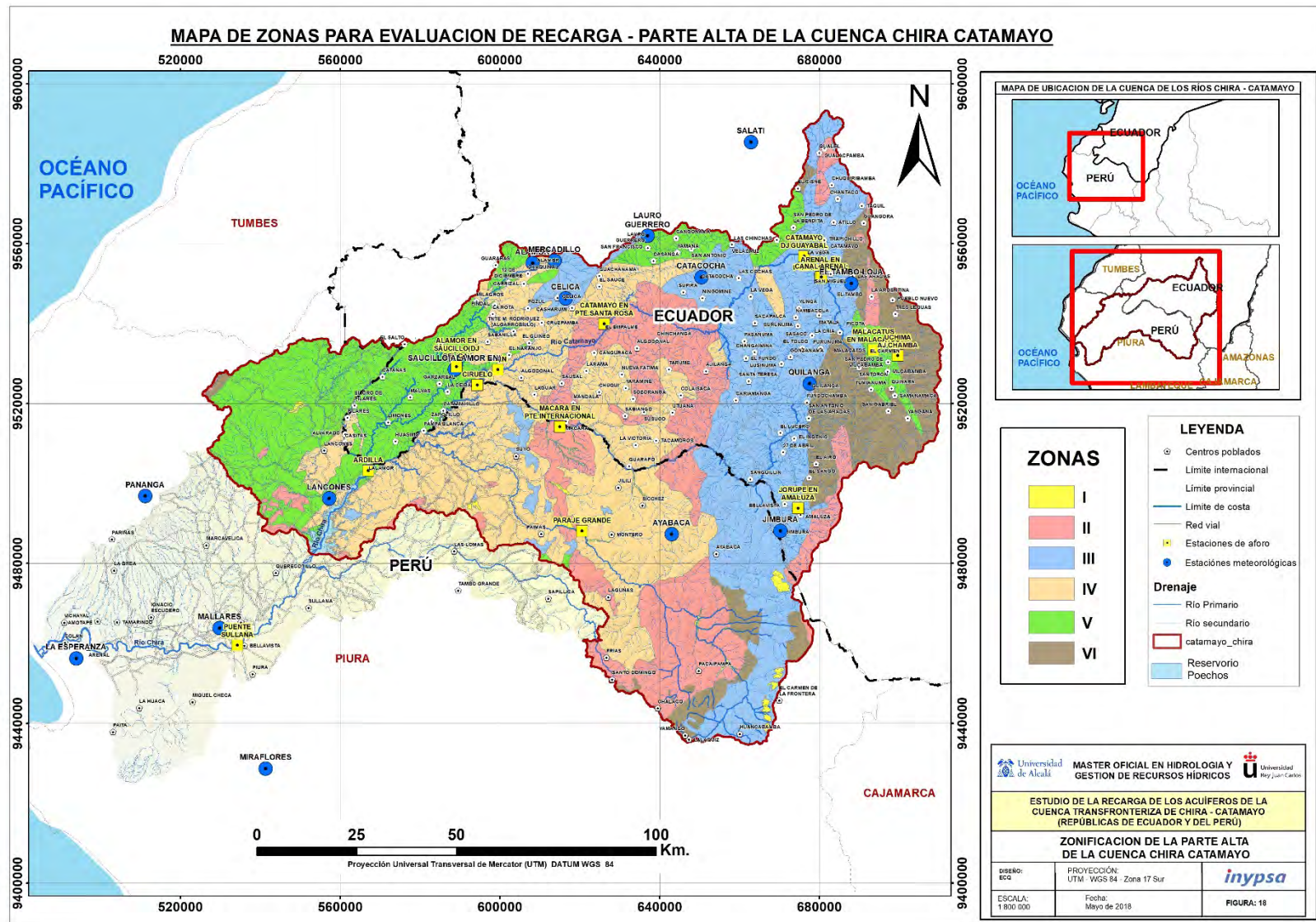


Figura 18. Mapa de zonas para evaluación de recarga.

Con los datos de partida que fueron descritos y desarrollados en la sección anterior se evaluó la recarga acuífera. La evaluación de recarga en la cuenca binacional Chira Catamayo se realizó comparando por dos métodos: método de Gunther Schosinsky y herramienta EasyBal, cuyos resultados se muestran seguidamente.

4.2. Recarga calculada en la Parte Alta de la cuenca

4.2.1. Método Schosinski

Al analizar la recarga por este método se obtuvo un volumen total de 845 Hm³/año

en la parte alta lo que representa alrededor del 6 % de la precipitación total en dicho sector de la cuenca, porcentaje que es razonable por el predominio de rocas volcánicas, intrusivas y metamórficas de permeabilidades bajas a muy bajas y suelos Inceptisoles. La Figura 19 y Tabla 12 muestran que la recarga es mayor en la Zona V donde se produce el 50% de la recarga total de la Parte Alta, en la siguiente Tabla 12 se resume la recarga para las diferentes zonas evaluadas:

Tabla 12. Resumen de recarga potencial para las zonas evaluadas en la parte alta por método de Schosinski.

UNIDAD	AREA	PRECIPITACIÓN	ETR	RECARGA	ESCORRENTIA
	Km ²	mm/año	mm/año	mm/año	mm/año
I	96	1.249,7	403,5	143,0	609,7
II	2.412	1.249,7	339,9	82,3	697,0
III	3.330	1.217,8	318,6	17,5	736,7
IV	3.819	1.249,7	338,2	39,1	757,8
V	2.487	1.033,4	338,8	171,1	436,8
VI	1.412	1.217,8	334,0	0,0	770,8
TOTAL		7218	2073	453	4009

4.2.2. Método EasyBal

Al analizar la recarga por este método la recarga total de la parte alta de la cuenca es

908 Hm³/año representa el 6 % de la precipitación total de ese sector. A través de la zona V se produce el 40 % de la recarga total (Tabla13).

Tabla 13. Resumen de recarga potencial para las zonas evaluadas en la parte alta método herramienta EasyBal.

UNIDAD	AREA Km2	PRECIPITACIÓN mm/año	ETR mm/año	RECARGA mm/año	ESCORRENTIA mm/año
I	1964	1.249,7	512,7	201,0	536,0
II	400	1.249,7	511,1	74,7	664,0
III	45	1.217,8	626,9	17,1	573,8
IV	430	1.249,7	511,1	74,7	664,0
V	1274	1.033,4	408,1	137,6	487,7
VI	67	1.217,8	566,4	17,1	634,2
TOTAL		7218,1	3136,2	522,2	3559,7

En la Figura 19 se muestra el registro de volumen de caudal anual de la estación hidrométrica Ardilla, que se encuentra a la entrada del reservorio de Poechos. Estación que registra la suma de los caudales de los ríos Catamayo, Macará, Quiroz y Alamor y el agua producida en un tramo de aproximadamente 50 km del mismo río Chira entre El Ciruelo y Ardilla y que van al reservorio Poechos. Según (ATA-UNL-UNP, 2003) midió un volumen de aporte promedio multianual de 4.418,2 Hm³, de los cuales en el mes de marzo el Chira aporta 1.142,1 Hm³.

Los caudales registrados por la estación Ardilla (Figura 20) representa los excedentes, luego de satisfacer las actividades, usos y demandas de toda la parte alta de la cuenca del río Chira – Catamayo.

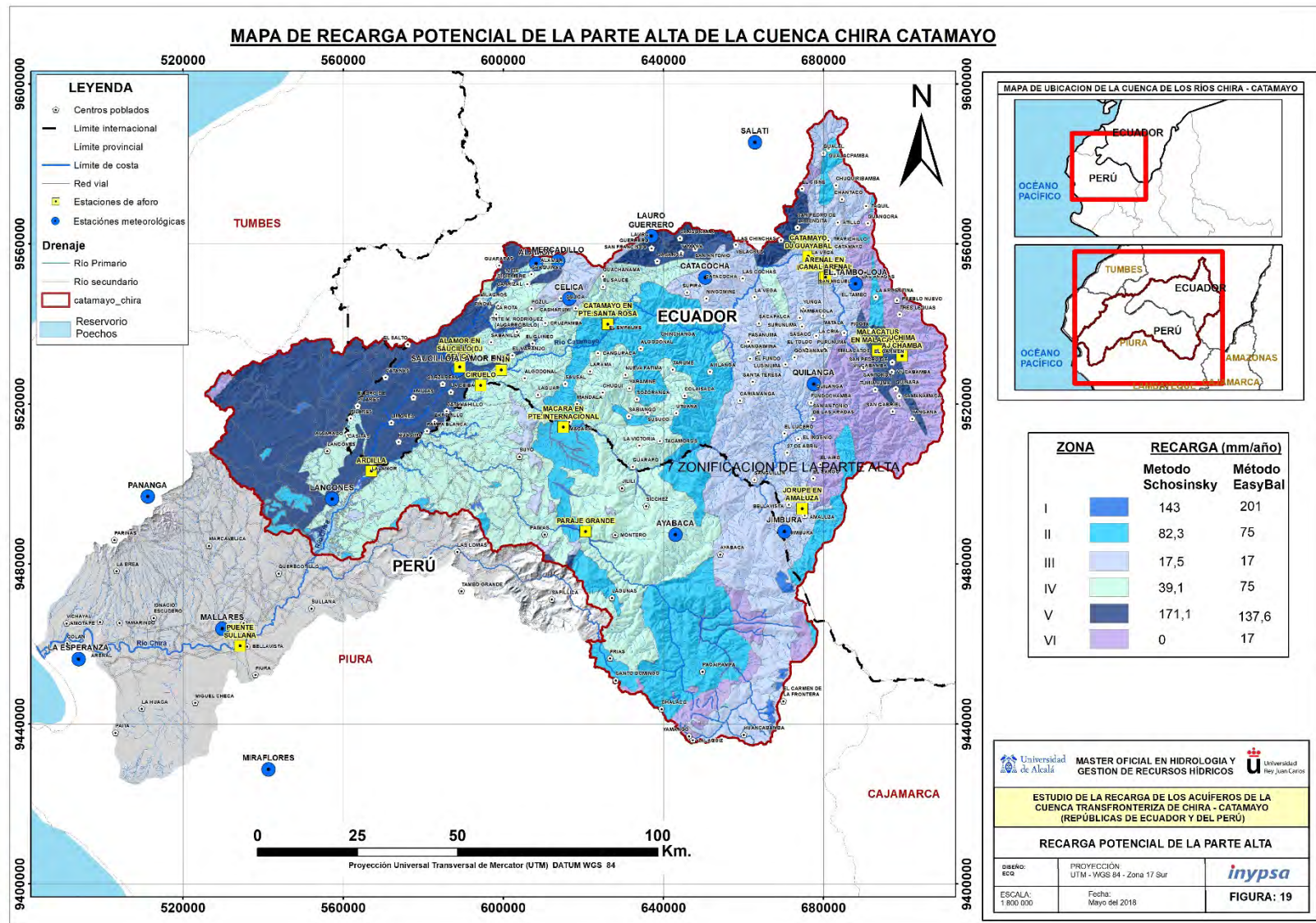


Figura 19. Mapa de recarga potencial de la parte alta de la cuenca.

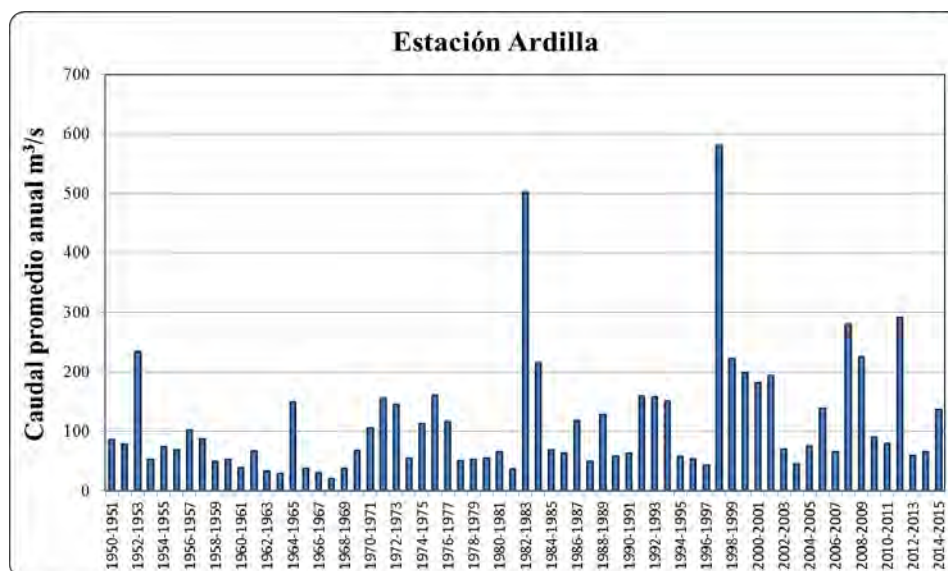


Figura 20. Caudales promedio anuales del río Chira en la estación Ardilla periodo 1950-2015.

Fuente: (Aguilar, 2016).

Las principales actividades y usos dentro de la cuenca son: poblacional, agropecuario, industrial, minero, piscícola, recreacional, ecológico, en la tabla 14 se muestra las diferentes demandas hídricas para el año 2001,

para dicho año los principales usos y demandas son: agropecuario con el 94,04%, ecológico con el 3,54% y poblacional con el 1,89% y suman el 99,47% de la demanda hídrica total.

Tabla 14. Consolidado de demandas hídricas anuales por usos en los valles de los ríos principales en la cuenca Catamayo -Chira. Año 2001 (en Hm³).

ACTIVIDAD / USO	MACARA	CATAMAYO	ALAMOR	CHIRA	QUIROZ	CHIPILICO	TOTAL	%
Poblacional	5,222	8,030	1,496	40,150	16,870	0,670	72,438	1,89
Agropecuario	403,934	318,984	111,896	1648,097	891,736	224,650	3599,297	94,04
Industrial	0,000	1,649	0,010	14,840	0,000	0,000	16,499	0,43
Minero	3,154	0,000	0,000	0,058	0,000	0,000	3,212	0,08
Piscicultura	0,000	0,508	0,000	0,000	0,000	0,000	0,508	0,01
Recreacional	0,000	0,000	0,008	0,000	0,000	0,000	0,008	0,00
Ecológico	0,000	0,000	0,000	135,605	0,000	0,000	135,605	3,54
TOTAL	412,310	329,171	113,41	1838,75	908,606	225,320	3827,567	100,00
%	10,77	8,60	2,96	48,04	23,74	5,89	100,000	

Fuente: (ATA-UNP-UNL, 2005)

4.3. Recarga calculada de la parte baja de la cuenca

Para este sector de la cuenca la recarga es muy baja o ninguna por los métodos evaluados (tablas 15 y 16), la Zona IV presenta cierta recarga (figura 23) debido a su ubicación próxima a la parte alta de la cuenca donde las precipitaciones son mayores.

4.3.1. Método Schosinski

Tabla 15. Resumen de recarga para las zonas evaluadas en la parte baja método Schosinski.

UNIDAD	AREA Km ²	PRECIPITACION mm/año	ETR mm/año	RECARGA mm/año	ESCORRENTIA mm/año
I	96	90,8	115,5	0,0	34,0
II	2412	177,8	83,8	0,0	93,9
III	3330	177,8	106,2	0,0	86,0
IV	3819	1.249,7	342,0	47,3	696,0
V	2487	90,8	79,9	0,0	41,3
VI	1412	90,8	64,8	0,0	48,0
TOTAL		1877,7	792,2	47,3	999,2

4.3.2. Método EasyBal

Tabla 16. Resumen de recarga para las zonas evaluadas en la parte baja método EasyBal.

UNIDAD	AREA Km ²	PRECIPITACION mm/año	ETR mm/año	RECARGA mm/año	ESCORRENTIA mm/año
I	1964	90,8	111,5	0,0	0,0
II	400	177,8	110,8	0,0	67,0
III	45	177,8	110,1	0,0	67,7
IV	430	1.249,7	493,5	3,7	752,5
V	1274	90,8	146,3	19,6	0,0
VI	67	90,8	96,2	0,0	0,0
TOTAL		1877,7	1068,4	23,3	887,2

La recarga en este sector de la cuenca estaría dada en función de la presencia de dos represas Poechos y Sullana distribuidas en el río Chira. Por tanto, la recarga del acuífero de Chira se da por:

- La derivación de agua por el canal Miguel Checa desde el reservorio Poechos hasta las áreas de cultivo.
- Caudal de aporte al río Chira de la presa Poechos.
- Aguas abajo la recarga se daría por la regulación de la presa Sullana

4.3.3. Balance del Reservoirio Poechos

Dado que la recarga en la parte baja de la cuenca está condicionado por la Represa Poechos, en seguida se hace una descripción de la misma. Según (ANA, 2015), se trata de la mayor presa existente dentro del área de estudio, representa una de las 03 grandes presas del Perú, está ubicada en el río Chira, el distrito de Sullana/Lancones, región Piura - Perú (Proyección UTM datum WGS 84 E: 553496, N: 9482160, Altura: 116.32 m s.n.m.). Superficialmente tiene un área de 64000,00 x 10³ m² y 26 Km de longitud. El reservorio tiene una capacidad de volumen total 411.400,00 x 10³ m³, volumen útil del reservorio 396.100,00 x 10³ m³ y nivel máximo de agua en el almacenamiento es 111,32 m.s.n.m.

La finalidad de la presa Poechos es básicamente regular el abastecimiento del agua de riego en el valle de Chira y los valles Medio y Bajo Piura, por ello una parte del agua es trasvasada del río Chira al río Piura a través del canal Daniel Escobar (Caudal 70 m³/s) (ANA, 2018) y otro tanto es derivada a través del canal Miguel Checa (19 m³/s) (ANA, 2018). Además, contribuye a regular las crecidas extraordinarias que ocurren en el río Chira durante el período de avenidas (diciembre-abril).

Las áreas agrícolas a lo largo del valle del río Chira, según (GRPiura, 2010) tiene un área

cultivada de 35.000 Ha, y según (Inclam-Alternativa, 2012) en la cuenca Chira el área agrícola tiene 56.410 ha, los pastos temporales representa 407.005 Ha.

Se ha identificado las zonas húmedas (zonas de recarga) y estado de vegetación en la parte baja de la cuenca mediante el estudio de imágenes satelitales (figuras 21 y 22). En este trabajo se usó imágenes Landsat 8 y Sentinel 2 se obtuvieron (EOS, 2018) de que corresponde a la fecha octubre del 2017. A partir de las imágenes preparadas se realizó el cálculo de los índices que se describen a continuación:

- **Índice de vegetación – NDVI. (Normalized Difference Vegetation Index)**

El Índice Diferencial de Vegetación Normalizado (NDVI en inglés), es el índice de medida de la cubierta vegetal más utilizado. Las imágenes Sentinel 2 se obtuvo de (EOS, 2018) y se calcula de acuerdo con la formula siguiente:

$$NDVI = \frac{B8A - B4}{B8A + B4} \dots\dots$$

(Hasanlou y Mostofi, 2015)

Los valores de NDVI oscilan entre **0,1** (Zonas desérticas con vegetación escasa) hasta **0,9** (Bosques tropicales con alta densidad de vegetación). Las imágenes con coloración NDVI presentan un color marrón para las zonas con escasa vegetación hasta el verde en

las zonas con vegetación densa. Los valores negativos, generados por una mayor reflectancia en el espectro visible que en el infrarrojo, pertenecen a nubes, agua, zonas de suelo desnudo y rocas (figura 21).

- **Indice de agua – NDWI (Normalized Difference Water Index)**

Para evaluar la humedad de suelos se utilizó imágenes satelitales Landsat 8 (30 m/pixel) sensor con bandas en el infrarrojo medio (SWIR) como Landsat 8 (30 m/pixel) lo que permitió calcular el índice NDWI (Normalized Difference Water Index) que se utiliza para estimar la humedad, tanto del suelo como de la vegetación (figura 22). Se obtuvo con la siguiente ecuación:

$$NDWI = (B5 - B6) / (B5 + B6) \dots\dots$$

(Hasanlou y Mostofi, 2015)

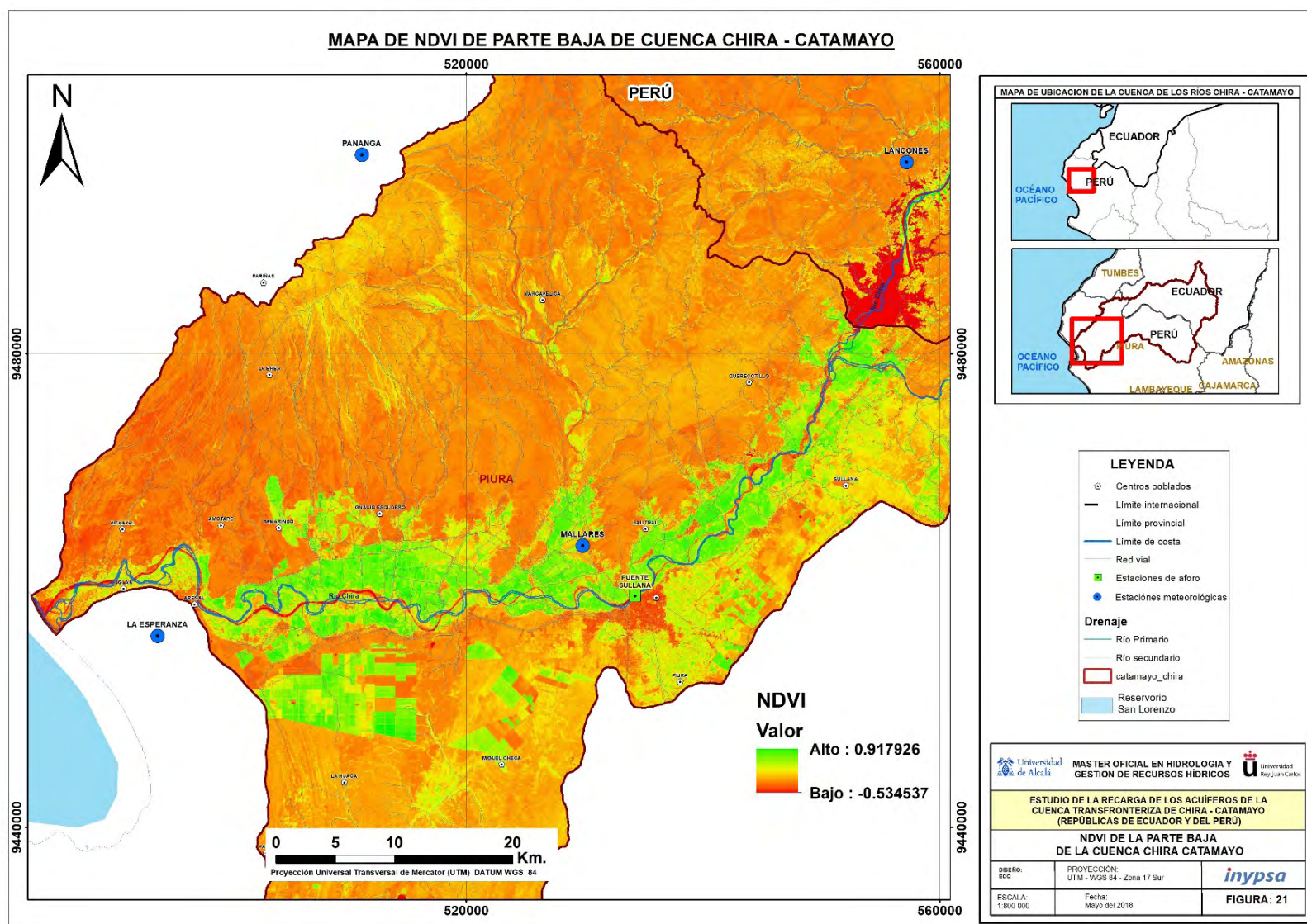


Figura 21. Mapa de NDVI, en color verde se muestra áreas de cultivos distribuidas principalmente a lo largo del piso de valle del río Chira.

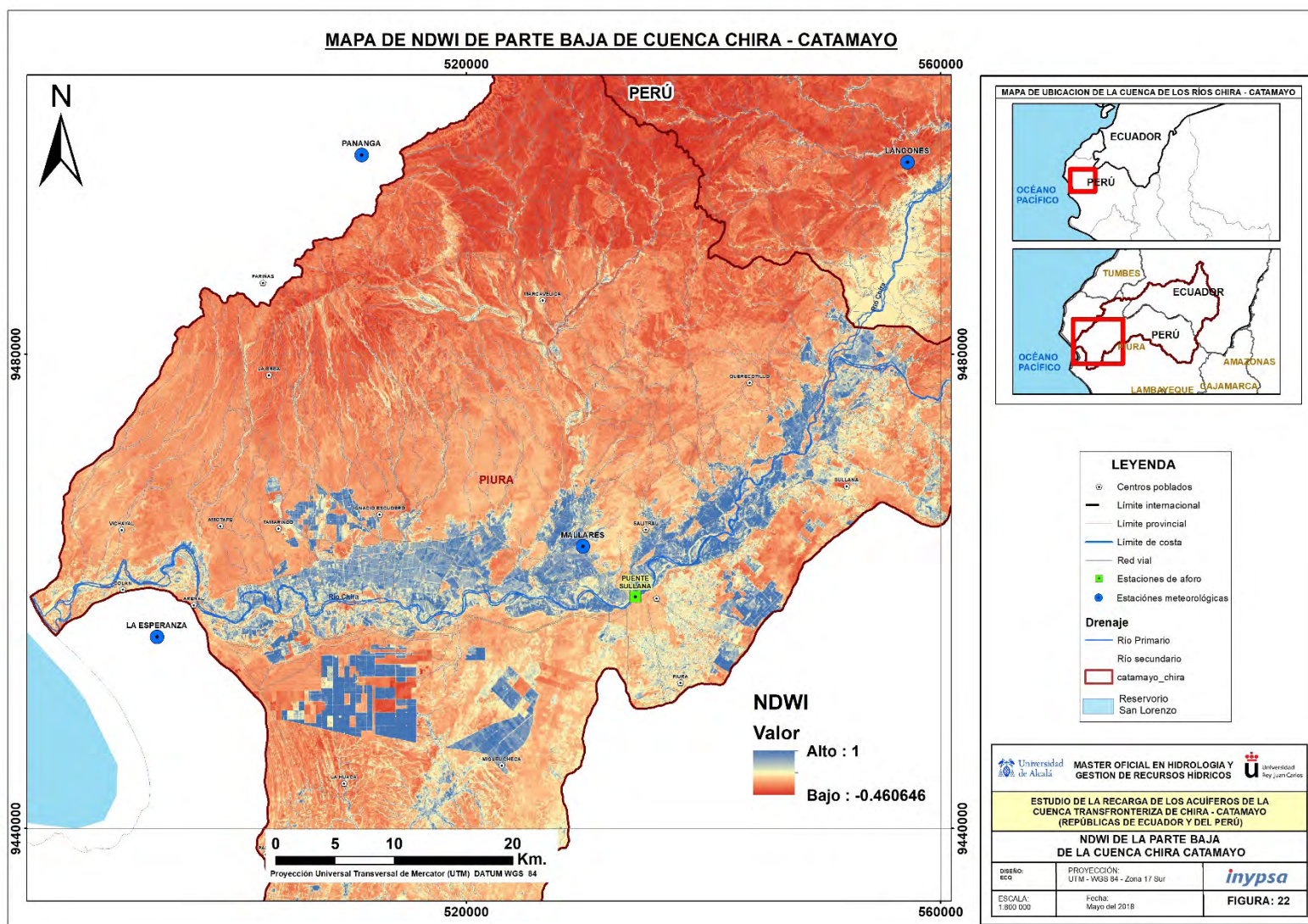


Figura 22. Mapa de Índice de NDWI, en color azul se muestra las áreas húmedas debidas al riego de cultivos distribuidas principalmente en el piso del valle del río Chira.

A continuación, se mostrará el balance (tabla 17) del sistema hidráulico Alto Chira (tramo presas Poechos - Sullana) y sistema Bajo Chira

(tabla 18) (Presa Sullana – desembocadura al mar).

4.3.4. Sistema hidráulico Alto Chira

Tabla 17. Balance hídrico del sistema hidráulico Alto Chira. (Hm³).

BALANCE HIDRICO POR SISTEMAS	CAMPAÑA AGRICOLA CHICA 2014					TOTAL AGO - DIC	CAMPAÑA AGRICOLA GRANDE 2015							TOTAL ENE - JUL	VOLUMEN TOTAL CAMPAÑA
	AGO	SEP	OCT	NOV	DIC		ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL		
Reservorio Poechos a Inicios de Mes	470,00	391,73	298,12	200,94	136,02	1496,81	131,31	76,07	99,23	341,99	412,86	415,02	438,12	1914,6	3411,41
ALTO CHIRA															
A) Oferta Poechos	75,44	62,25	53,72	69,35	94,78	355,54	130,00	285,8	486,1	395,8	251,2	181,5	119,7	1850,1	2205,64
Pronóstico 2014 (75% Persistencia)	66,1	45,8	48,00	47,8	77,8	285,5	105,9	202,7	287,3	267,1	168,8	136,5	97,4	1265,7	1551,2
Posibilidad de Mayor Aporte	9,34	16,45	5,72	21,55	16,98	70,04	24,1	83,1	198,8	128,7	82,4	45,00	22,3	584,4	654,44
B) Demanda Total del Valle Chira	94,54	80,88	84,13	79,39	76,06	415,01	112,53	100,88	104,34	93,72	83,63	66,53	65,9	627,53	1042,53
Caudal Ecológico	13,39	12,96	13,39	12,96	13,39	66,1	13,39	12,1	13,39	12,96	13,39	12,96	13,39	91,58	157,68
AQUA S.A., (4,5 m3/s de J-D, 6,0 m3/s de E-J)	12,05	11,66	12,05	11,66	12,05	59,49	16,07	14,52	16,07	15,55	16,07	15,55	16,07	109,9	169,39
Uso Agrícola Alto Chira	65,8	53,07	55,39	51,58	47,32	273,16	79,77	71,29	71,58	62,04	50,87	34,85	33,15	403,55	676,72
CU Miguel Checa	35,58	27,97	28,4	25,73	22,64	140,32	44,09	37,61	37,72	32,34	25,32	14,34	13,54	204,96	345,28
CU Poechos Pelados	11,29	8,67	9,34	8,45	7,3	45,03	17,29	14,15	14,16	12,15	9,41	4,57	4,31	76,03	121,07
Cu Cieneguillo	9,92	8,17	9,03	8,83	8,87	44,82	9,55	10,37	10,53	8,98	8,00	7,97	7,51	62,91	107,73
CU Daniel Escobar	9,02	8,26	8,62	8,57	8,52	42,99	8,84	9,16	9,17	8,57	8,14	7,97	7,79	59,65	102,64
Uso Primario (0,50m3/seg)	1,34	1,3	1,34	1,3	1,34	6,61	1,34	1,21	1,34	1,3	1,34	1,3	1,34	9,16	15,77
Uso Poblacional	1,74	1,68	1,74	1,68	1,74	8,59	1,74	1,57	1,74	1,66	1,74	1,66	1,74	11,86	20,45
Sullana (0,50 m³/seg)	1,34	1,3	1,34	1,3	1,34	6,61	1,34	1,21	1,34	1,3	1,34	1,3	1,34	9,16	15,77
Lancones, Querecotillo, Huaypira Ign, E,(0,120 m³/s)	0,32	0,31	0,32	0,31	0,32	1,59	0,32	0,29	0,32	0,29	0,32	0,29	0,32	2,16	3,74
Santa Sofia (0,03 M³/S)	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,4	0,08	0,07	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,55	0,95
Uso Industrial	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	1,06	0,21	0,19	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	1,47	2,52
Ambev, Ajeper, Frutas Tropicales (0,08 m³/seg)	0,21	0,21	0,21	0,21	0,21	1,06	0,21	0,19	0,21	0,207	0,21	0,21	0,21	1,47	2,52
Pérdidas Totales en el sistema mayor	22,2	20,52	20,99	19,32	18,64	101,67	24,11	23,67	25,08	23,81	23,24	18,28	18,64	156,84	258,5
Perdidas por evaporación Poechos (3,0 m3)	8,04	7,78	8,04	7,78	8,04	39,66	8,04	7,26	8,04	7,78	8,04	7,78	8,04	54,95	94,61
Perdidas por conducción en CD 10%	5,25	4,76	4,76	3,79	2,98	21,54	4,97	6,6	6,57	6,32	5,98	2,59	2,56	35,6	57,14
Pérdidas por bombeo y sifones no autorizados en CD	5,36	5,18	5,36	5,18	5,36	26,44	6,7	6,05	6,7	6,48	6,7	6,48	6,7	45,79	72,23
Pérdidas por operación canal Miguel Checa	3,56	2,8	2,84	2,57	2,26	14,03	4,41	3,76	3,77	3,23	2,53	1,43	1,35	20,5	34,53

(PADH, 2014)

4.3.5. Sistema hidráulico Bajo Chira.

Tabla 18. Balance hídrico del sistema hidráulico Bajo Chira. (Hm³).

A) Oferta	58,92	57,02	58,92	57,02	58,92	290,81	67,79	65,86	71,67	68,49	70,4	57,41	69,1	470,72	761,53
Río Chira (Recarga + AQUA S.A.)	45,53	44,06	45,53	44,06	45,53	224,71	54,4	53,76	58,28	55,53	57,01	44,45	55,71	379,14	603,85
Caudal Ecológico	13,39	12,96	13,39	12,96	13,39	66,1	13,39	12,1	13,39	12,96	13,39	12,96	13,39	91,58	157,68
B) Demandas	57,16	48,74	49,67	43,74	34,53	233,84	68,46	55,49	56,99	50,77	40,34	24,34	24,36	320,76	554,6
Uso Agrícola Bajo Chira	42,02	34,09	34,54	29,1	19,4	159,15	53,33	41,33	41,86	36,13	25,21	9,7	9,23	216,8	375,95
CU Margen Derecha	32,42	25,26	25,6	22,38	16,83	122,49	42,07	31,93	32,03	28,19	21,00	7,28	7,19	169,68	292,17
CU Margen Izquierda	5,81	5,27	5,06	4,15	2,22	22,53	6,07	4,93	5,00	4,4	3,31	1,74	1,7	27,16	49,69
CU El Arenal	3,79	3,56	3,87	2,56	0,34	14,13	5,19	4,47	4,84	3,55	0,9	0,68	0,34	19,96	34,09
Uso Poblacional	1,74	1,68	1,74	1,68	1,74	8,59	1,74	1,63	1,74	1,68	1,74	1,68	1,74	11,95	20,54
Paita-Talara (0,65 m ³ /s)	1,74	1,68	1,74	1,68	1,74	8,59	1,74	1,63	1,74	1,68	1,74	1,68	1,74	11,95	20,54
Caudal Ecológico	13,39	12,96	13,39	12,96	13,39	66,1	13,39	12,53	13,39	12,96	13,39	12,96	13,39	92,01	158,11
Caudal Ecológico (5 m ³ /seg)	13,39	12,96	13,39	12,96	13,39	66,1	13,39	12,53	13,39	12,96	13,39	12,96	13,39	92,01	158,11

Agua Excedente al Mar

Bajo Chira - Aguas debajo de Presa Sullana

A) Oferta	32,14	31,1	32,14	31,1	32,14	158,62	32,14	29,03	32,14	31,1	32,14	31,1	32,14	219,79	378,41
Río Chira aguas de retorno	32,14	31,1	32,14	31,1	32,14	158,62	32,14	29,03	32,14	31,1	32,14	31,1	32,14	219,79	378,41
B) Demanda	15,36	15,36	15,36	15,36	15,45	76,9	15,36	15,36	15,36	15,36	15,36	15,36	15,36	107,54	184,43
CUSH Margen Izquierda - Río Chira	15,36	15,36	15,36	15,36	15,45	76,9	15,36	15,36	15,36	15,36	15,36	15,36	15,36	107,54	184,43
C) Agua excedente al mar	16,78	15,74	16,78	15,74	16,69	81,72	16,78	13,67	16,78	15,74	16,78	15,74	16,78	112,25	193,98

Fuente: (PADH, 2014)

La tabla 19 muestra el recurso de agua subterránea en el acuífero aluvial de río Chira y la tabla 20 se muestra las extracciones principales del Acuífero aluvial del río Chira.

Tabla 19. Estimación de los recursos de agua subterránea del acuífero aluvial del río Chira.

Acuífero	Recursos disponibles	Observaciones
Acuífero aluvial del río Chira	250 Hm ³	Hay que destacar que según los datos de 2012 en la actualidad se explotan 211 Hm ³ . Esto hace pensar que los valores estimados de recursos disponibles están infradimensionados

Fuente: (ATA-UNL-UNP, 2003).

Tabla 20. Resumen de las extracciones en los principales del Acuífero aluvial del río Chira.

Acuífero	Volumen de agua extraído	Año	Observaciones
Acuífero aluvial del río Chira	11,1 Hm ³	2003	13,8 Hm ³ corresponden a la totalidad de extracciones en la cuenca del río Chira Catamayo

Fuente: (ATA-UNL-UNP, 2003)

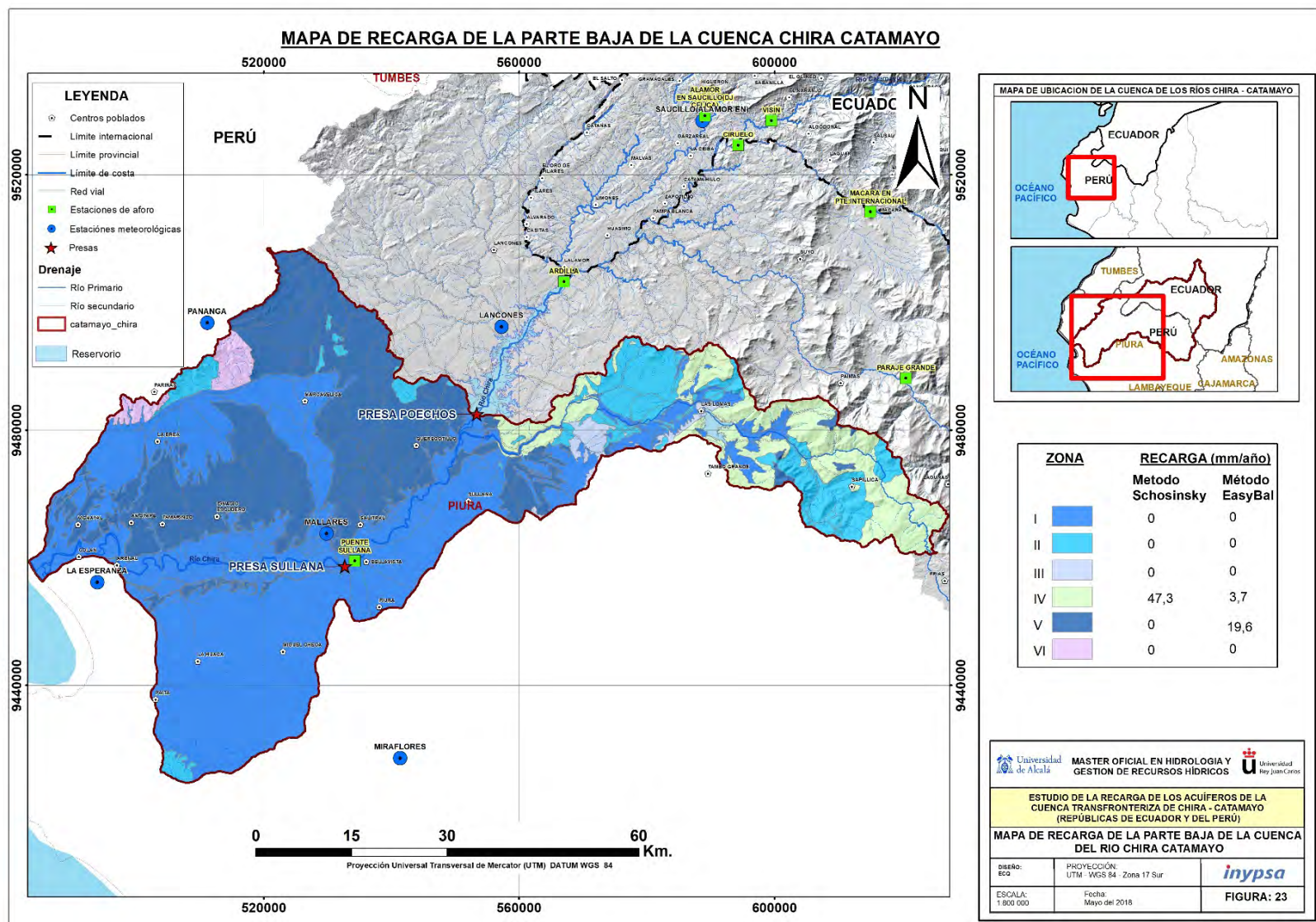


Figura 23. Mapa de recarga de la parte baja de la cuenca binacional.

5. DISCUSIÓN

5.1. Contraste entre los métodos de estimación de la recarga Schosinsky y EasyBal.

El objetivo de realizar los cálculos de recarga de la cuenca binacional Chira Catamayo con estos dos métodos es para poder comparar sus resultados entre sí, ya que son metodologías similares, debido a que los datos de partida en su mayoría son iguales para los dos métodos.

Al comparar los dos métodos los resultados son similares existiendo pequeñas diferencias debido a datos de precipitación usadas, la herramienta EasyBal emplea datos mensuales de precipitación, por otra parte, el método Schosinsky usa datos de precipitación media mensual multianual. En la Tabla 21 se presenta una comparativa de los dos métodos para los dos sectores evaluados.

Tabla 21. Comparación de los dos métodos empleados para calcular la recarga.

	Método	Metodo
<u>PARTE ALTA</u>	SCHOSINSKY	Easy_Bal
Precipitación (mm/año)	7.218	
ETR (mm/año)	2.073	3.136
Recarga (mm/mmaño)	453	522
Escorrentía (mm/año)	4.009	3.560
<i>Continúa →</i>		
<i>Continúa →</i>		
	Método	Metodo
<u>PARTE BAJA</u>	SCHOSINSKY	Easy_Bal
Precipitación (mm/año)	1.878	
ETR (mm/año)	792	1.068
Recarga (mm/año)	47	23
Escorrentía (mm/año)	999	887

En la parte alta, en las zonas I y V se produce mayor infiltración que se debe a los materiales sedimentarios siliciclásticos y cuaternarios inconsolidados y suelos entisoles que caracterizan dichas zonas.

Lluvias menores de 5 mm mensuales no van a generar infiltración, ya que se considera que, en un mes con lluvia, al menos 5 mm son

retenidos por la vegetación, sin llegar al suelo (Schosinsky y Losilla, 2000). Las estaciones distribuidas en la parte baja de la cuenca Chira Catamayo registran precipitaciones menores a 5 mm/mes al menos durante los meses: junio, julio, agosto, setiembre, octubre y noviembre. Y el resto de los meses generalmente no superan los 100 mm/mes. Por tanto, el ingreso principal y mayoritario de agua al suelo en este sector proviene del riego de los cultivos a lo largo del valle del río Chira.

calcular la ETP, los que dieron mejores resultados para la parte alta fueron: Thorntwaite, Hargreaves 04, Stephens – Stewart, Linacre, Makkink, y Garcia – Lopez, y para la parte baja de la cuenca: Thorntwaite, Hargreaves 02, Hargreaves 04, Stephens – Stewart, Linacre, Serruto, Makkink, y Garcia-Lopez.

6. CONCLUSIONES

- Se ha calculado la recarga potencial en la parte alta de la cuenca que varía de 845 Hm³/año a 908 Hm³/año y en la parte baja varían de 20 a 26 Hm³/año.
- Se elaboró mapas de recarga para la parte alta y parte baja de la cuenca, en ambos sectores la Zona V es el área principal de recarga, en la parte alta varía de 137,6 a 171,1 mm/año y en la parte baja de 0 a 19,6 mm/año
- Al comparar el método Schosinski y Easybal para calcular la recarga los resultados fueron muy similares.
- Mediante imágenes Satelitales Landsat 8 y Sentinel 2 en la parte baja de la cuenca se identificó zonas de recarga por actividad agrícola (se reconoció zonas húmedas y estado de vegetación).
- De los 16 métodos evaluados para

7. BIBLIOGRAFIA

- Aguilar Villena, R. (2016). *Predicción de caudales en el río Chira con fines de descolmatación del embalse de poechos*. Piura: Universidad de Piura.
- ANA. (2009). *Caracterización Hidrogeológica del Acuífero del Valle del Río Chira – Memoria Final*. Sullana.
- ANA. (2015). *Inventario de Presas en el Perú – Primera parte*. Lima: Autoridad Nacional del Agua. Obtenido de - Autoridad Nacional del Agua, 2015. Inventario de Presas en http://www.ana.gob.pe/sites/default/files/publication/files/inventario_de_presas_0.pdf
- ANA. (06 de 05 de 2018). *GeoHidro*. Obtenido de Sistema de Información de Recursos Hídricos: <http://geosnirh.ana.gob.pe/geohidro2/>
- ANA. (01 de 02 de 2018). *Sistema de Adquisición de Datos Hídricos Online – SADHO*. Obtenido de <http://snirh.ana.gob.pe/sadho/visorMapa.aspx>
- ANA. (2018). *Sistema Nacional de información de Recursos Hídricos*. Lima: Autoridad Nacional del Agua. Obtenido de <http://geosnirh.ana.gob.pe/geohidro2/>
- ATA-UNL-UNP. (2003). *Caracterización hídrica entre la oferta y la demanda en el ámbito de la cuenca binacional Catamayo-Chira*. Loja Piura.
- ATA-UNP-UNL, C. (2005). *Caracterización Hídrica y Adecuación entre la Oferta y la Demanda Caracterización Territorial y Documentación Básica*. Loja – Piura.
- Brunet-Moret. (1979). *Homogénéisation des précipitations*. Cahiers ORSTOM, Série Hydrologie, Vol XVI.
- EOS. (04 de 05 de 2018). *Earth Observing System*. Obtenido de LAND VIEWER: <https://eos.com/landviewer/>
- GRPiura. (2010). *Memoria Descriptiva Mapa de Ocupación del Territorio y Uso Actual del Suelo*. Piura: GRPiura.
- Hasanlou, M., & Mostofi, N. (2015). *Investigating Urban Heat Island Estimation and Relation between Various Land Cover Indices in Tehran City Using Landsat 8 Imagery*. Irán: 1st International Electronic Conference on Remote Sensing.
- Hijmans, R., Cameron, S., & Parra, J. (2018). *WorldClim - Global Climate Data*. Obtenido de Datos climáticos gratuitos para modelos ecológicos y SIG: <http://www.worldclim.org/bioclim>
- Hurtado, J., & Suntaxi, F. (2013). *regionalizacion climática (preliminar) del litoral ecuatoriano, utilizando 3 metodologías para la agrupación de zonas/estaciones homogéneas, en torno al proyecto índices – enos*. Ecuador: SENECYT - INAMHI.

- I.G.M. (agosto de 1986). *Mapa General de Suelos del Ecuador 1986*. Obtenido de Mapa General de Suelos del Ecuador 1986:
<http://www.gifex.com/fullsize/2011-10-31-14743/Mapa-General-de-Suelos-del-Ecuador-1986.html>
- IGME, EPTISA, & ALJIBE-Consultores. (2014). *Estimación del balance hídrico de la masa de agua subterránea “sierra de Altomira (041.001)”*. sierra de altomira.
- Inclam-Alternativa, C. (2012). *Diagnóstico de la Gestión de los Recursos Hídricos de la Cuenca Chira Piura. Informe Principal*. Piura: Inclam-Alternativa, Consorcio. Obtenido de <file:///C:/Users/ELMER/Downloads/AN A0000832.pdf>
- INGEMMET. (2006). *Estudio Geoambiental de la Cuenca del Río Chira - Catamayo*. Boletín N° 31 Serie C. . Lima.
- INRENA. (2010). Suelos .
- Lerner, D., Issar, A., & Simmers, I. (1990). *Groundwater Recharge A Guide to Understanding and Estimation Natural Recharge*. Heinz Heise. Obtenido de <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.621.5983&rep=rep1&type=pdf>
- PADH. (2014). *Plan de aprovechamiento de la disponibilidad hídrica-padh*. CUENCA CHIRA - PIURA. PERIODO 2014 – 2015. Piura.
- PECHIP, P. . (2014/2015). *Plan de aprovechamiento de la disponibilidad hídrica-padh - proyecto especial Chira Piura*. Piura. Piura.
- REINOSO , E. (2014). *Obtención del número de curva (nc) para la república Mexicana mediante el uso de Sistemas de Información Geográfica*, aplicando la metodología del tr-55. México.
- Saborío, J. (2013). *Elaboración del mapa de Precipitación que Infiltra, hacia la Recarga Hídrica para Centro. América*. Obtenido de <file:///C:/Users/ELMER/Downloads/1-4-informe-final-mapa-de-recarga-hc3addrica-potencial-uicn-catie.pdf>
- Schosinsky, G. (2006). *Cálculo de la recarga potencial de acuíferos mediante un balance hídrico de suelos*. Revista Geológica de América Central, 34-35:13-30. Obtenido de <http://revistas.ucr.ac.cr/index.php/geologica/article/viewFile/4223/4047>
- SCHOSINSKY, G. (2007). *Cálculo de la recarga potencial de acuíferos mediante un balance hídrico de suelos*. Revista Geológica de América Central, 34-35.
- Schosinsky, G., & Losilla, M. (2000). *Modelo analítico para determinar la infiltración de con base en la lluvia mensual*. Revista Geológica de América Central, 23: 43-55. Obtenido de <http://revistas.ucr.ac.cr/index.php/geologica/article/viewFile/8579/8102>

VIC. (05 de Mayo de 2018). *Modelo hidrológico de escala macroscópica con capacidad de infiltración variable (VIC)*. Obtenido de VIC: <http://vic.readthedocs.io/en/master/Documentation/soiltext/>

Wilson, J., & Guan, H. (2004). *Mountain-Block Hydrology and Mountain-Front Recharge*, en Grounwater recharge in a desert environment: the Southwestern United States. Washington, D. C.: American Geophysical Union.

4. ANEXOS

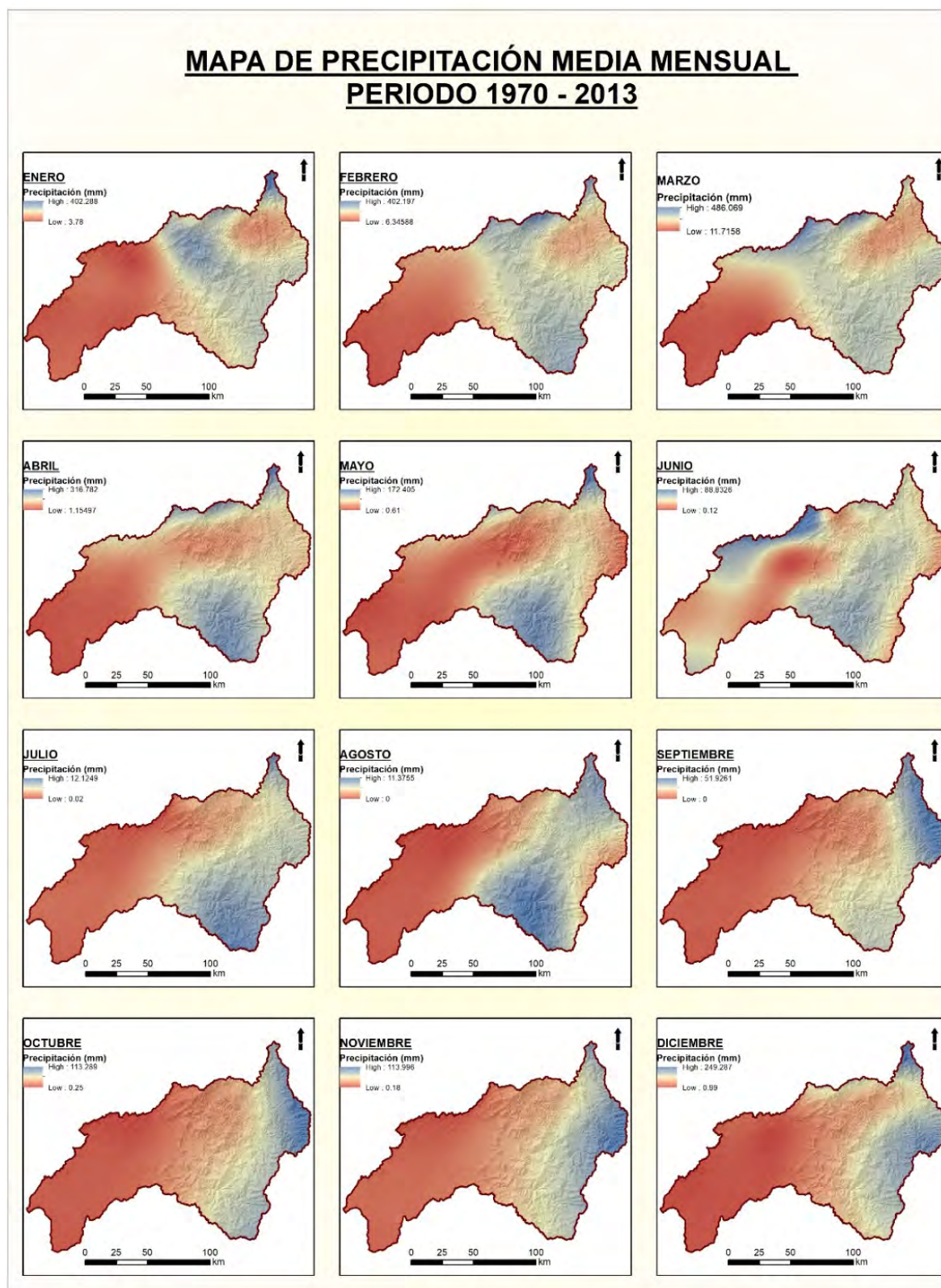
- I. ESTACIONES DE PRECIPITACIÓN MEDIA MENSUAL MULTIANUAL, PERIODO 1970 – 2013.
- II. MAPAS DE PRECIPITACIÓN MENSUAL DE LA CUENCA BINACIONAL CHIRA CATAMAYO.
- III. DATA DE TEMPERATURAS MÍNIMAS, MÁXIMAS Y MEDIAS MENSUALES MULTIANUALES.
- IV. MAPA DE ISOTERMAS MEDIAS MENSUALES DE LA CUENCA BINACIONAL CHIRA – CATAMAYO.
- V. ETP POR VARIOS MÉTODOS PARA CADA ESTACIÓN DE TEMPERATURA
- VI. MAPA DE COBERTURA VEGETAL Y USO DE SUELO.
- VII. CÁLCULOS DE RECARGA PARA LA PARTE ALTA POR MÉTODO SCHOSINSKY
- VIII. CALCULOS DE RECARGA PARA LA PARTE BAJA POR METODO SCHOSINSKY
- IX. HERRAMINETAS EASYBAL PARA CALCULO DE RECARGA POTENCIAL

I. ESTACIONES DE PRECIPITACIÓN MEDIA MENSUAL MULTIANUAL (mm/mes), PERIODO 1970 – 2013.

NOMBRE	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC	ANUAL	Propietario
CELICA	212,83	298,12	330,93	183,3	50,84	10,36	3,43	2,85	7,3	19,18	23,59	74,57	1217,31	INAMHI
QUILANGA	156,01	235,84	306,06	162,14	69,16	21,12	8,56	7	27,32	77,14	93,62	151,07	1315,05	PREDESUR
ALAMOR	158,64	282,89	383,56	249,67	95,61	38	4,84	2,88	6,39	17,51	21,47	103,38	1364,85	INAMHI
JIMBURA	180,92	260,34	311,6	181,3	79,85	12,17	8,5	5,04	22,27	64,83	79,14	135,75	1341,72	INAMHI
CATACocha	118,26	209,88	220,27	156,62	44,24	10,03	3,42	5,08	12,6	28,38	30,55	60,85	900,19	INAMHI
SALATI (*)	402,53	474,13	499,8	391,66	193,66	38,18	10,6	7,53	25,9	64,34	93,33	262,67	2464,34	PREDESUR
EL TAMBO-LOJA	77,05	159,38	178,86	137,48	49,48	9,36	6,12	9,71	37,88	89,24	76,95	88,24	919,73	PREDESUR
LAURO GUERRERO	232,15	400,18	462,98	277,41	71,16	16,33	3,73	2,96	14,1	33,94	34,64	115,35	1664,95	PREDESUR
MERCADILLO	166,69	313,84	399,18	274,18	90,22	17,86	5,01	3,31	8,67	17,64	28,57	122,65	1447,81	PREDESUR
AYABACA	151,27	239,74	289,76	203,51	94,63	23,43	8,24	8,79	21,21	46,9	51,84	91,12	1230,44	SENAMHI
MIRAFLORES (*)	31,15	28,11	50,25	30,54	11,06	1,22	0,23	0,08	0,16	0,72	1,29	5,5	160,3	SENAMHI
LA ESPERANZA	12,36	15,52	22,26	12,91	11,62	4,12	0,22	0,2	0,25	0,5	0,39	2,83	83,17	SENAMHI
LANCONES	38,93	59,95	103,19	50,86	18,8	7,58	0,12	0	0,03	1,45	0,72	9,78	291,41	SENAMHI
MALLARES	24,76	43,11	51,66	31,49	10,32	0,34	0,21	0,23	0,24	0,96	0,87	7,2	171,38	SENAMHI
PANANGA	37,2	63,44	93,29	42,28	13,66	3,61	0,1	0	0,2	0,75	0,87	10,53	265,94	SENAMHI
SAUCILLO(ALAMOR)	88,24	183,18	307,68	130,69	20,43	4,04	1,42	0,18	0,26	2,41	4,68	28,55	771,76	INAMHI

(*) Estaciones externas a la cuenca Chira Catamayo.

II. MAPAS DE PRECIPITACIÓN MENSUAL DE LA CUENCA BINACIONAL CHIRA CATAMAYO.



III. DATA DE TEMPERATURAS MINIMAS, MÁXIMAS Y MEDIAS MENSUALES MULTIANUALES.

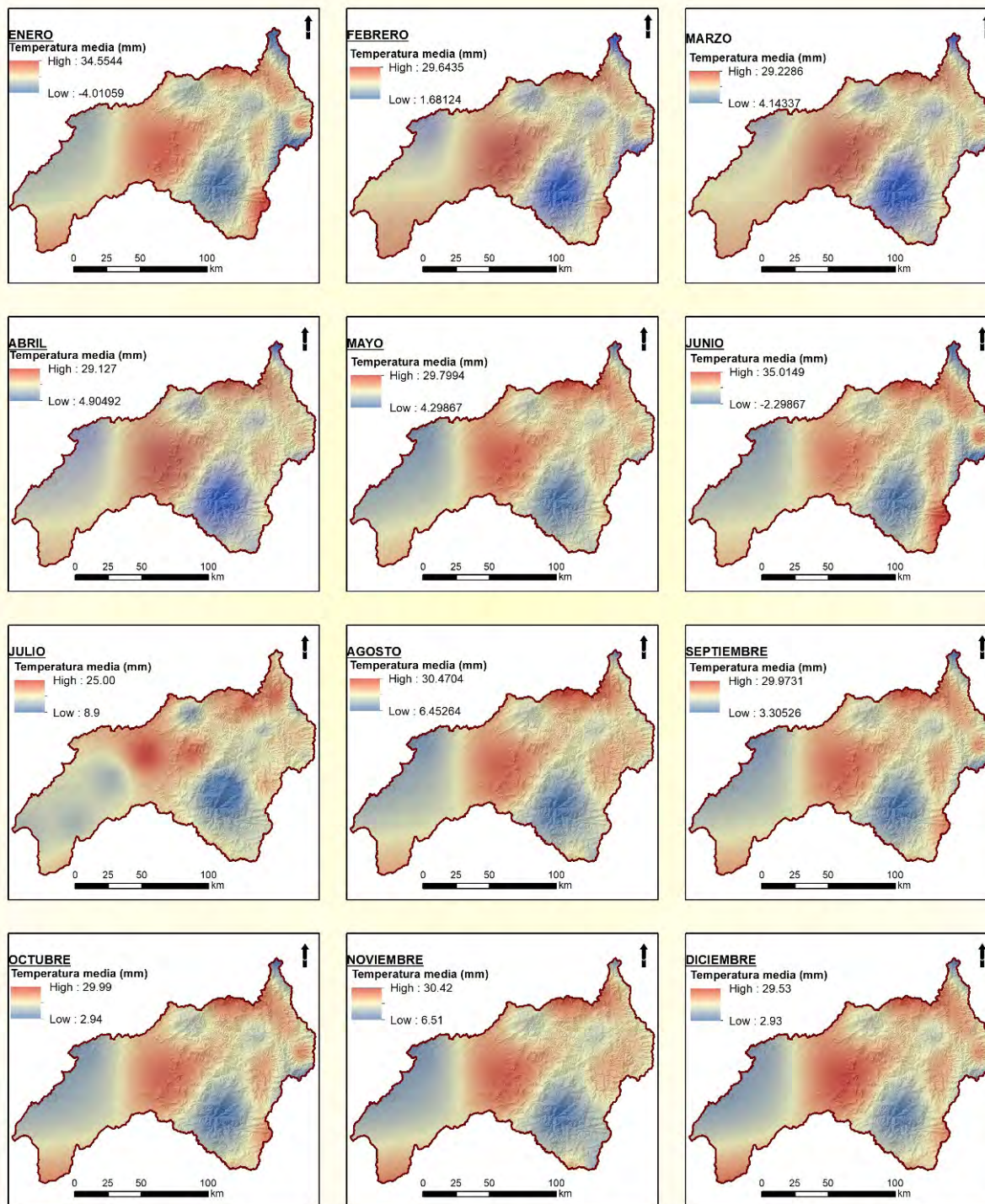
NOMBRE	INSTITUCION PROPIETARIA	TEMPERATURA MEDIA												ANUAL
		ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC	
LA ARGELIA-LOJA	INAMHI	16	17	17	17	17	16	15	15	16	17	17	17	16
LA TOMA-CATAMAYO	FAE	24	24	24	24	24	23	23	24	24	24	24	24	24
MACARA AEROPUERTO	FAE	26	26	25	25	24	23	23	23	24	24	24	25	24
MALACATOS	INAMHI	20	20	20	20	20	19	19	19	20	20	20	20	20
VILCABAMBA	INAMHI	21	21	21	21	21	20	20	21	21	21	21	21	21
QUINARA INAMHI	INAMHI	20	21	21	21	21	20	18	21	22	21	21	21	21
CARIAMANGA	INAMHI	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18
YANGANA	INAMHI	19	19	19	19	19	19	18	19	19	19	20	19	19
CELICA	INAMHI	16	16	16	16	17	16	17	17	16	17	17	16	16
GONZANAMA	INAMHI	17	17	17	18	18	18	18	18	18	18	18	18	18
AMALUZA INAMHI	INAMHI	19	20	20	20	20	21	21	21	21	21	20	20	20
ZAPOTILLO	PREDESUR	27	27	27	26	25	24	24	24	24	24	26	26	25
QUILANGA	PREDESUR	19	19	19	19	19	19	19	19	20	20	20	19	19
MIRAFLORES	SENAMHI	27	28	28	27	25	23	22	22	23	23	24	26	25
AYABACA	SENAMHI	13	13	13	14	14	14	13	14	14	14	13	14	14
SAUSAL DE CULUCAN	SENAMHI	23	23	23	23	22	22	22	22	22	22	23	22	22
HUARMACA	SENAMHI	11	12	12	12	13	13	13	13	13	13	12	12	13
SONDORILLO	SENAMHI	19	19	19	20	19	19	19	19	20	20	19	20	19
CHULUCANAS	SENAMHI	25	26	26	24	22	21	20	21	22	23	24	24	23
MORROPON	SENAMHI	24	25	25	23	21	21	20	20	21	22	23	23	22
LA ESPERANZA	SENAMHI	20	23	23	21	20	21	21	21	21	21	21	20	21
LANCONES	SENAMHI	26	26	27	25	21	20	21	19	19	18	21	22	22
MALLARES	SENAMHI	26	27	27	25	21	21	21	20	20	20	21	23	23
CHUSIS	SENAMHI	21	25	25	21	21	21	21	21	21	22	22	20	22
BERNAL	SENAMHI	25	28	27	22	20	21	22	22	22	21	21	19	22

NOMBRE	INSTITUCION PROPIETARIA	TEMPERATURA MINIMA												ANUAL
		ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC	
LA ARGELIA-LOJA	INAMHI	12	12	12	12	12	12	12	11	12	11	11	12	12
LA TOMA-CATAMAYO	FAE	17	17	17	17	17	17	17	17	17	16	16	17	17
MACARA AEROPUERTO	FAE	20	20	20	19	18	17	16	16	16	16	17	18	18
MALACATOS	INAMHI	11	12	12	12	11	11	11	11	11	11	11	12	11
VILCABAMBA	INAMHI	15	15	15	15	14	14	14	14	14	14	14	14	14
QUINARA INAMHI	INAMHI	14	15	15	15	15	15	12	15	16	15	14	15	15
CARIAMANGA	INAMHI	12	12	12	12	12	12	11	11	11	12	12	12	12
YANGANA	INAMHI	14	14	14	14	14	14	13	14	14	14	14	14	14
CELICA	INAMHI	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
GONZANAMA	INAMHI	12	12	13	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12
AMALUZA INAMHI	INAMHI	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14
ZAPOTILLO	PREDESUR	20	21	21	20	19	17	16	16	16	16	18	19	18
QUILANGA	PREDESUR	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13
MIRAFLORES	SENAMHI	22	23	23	21	19	18	17	17	17	18	18	20	19
AYABACA	SENAMHI	9	10	10	10	10	9	9	9	9	10	9	9	10
SAUSAL DE CULUCAN	SENAMHI	18	18	18	18	17	16	16	16	16	16	16	17	17
HUARMACA	SENAMHI	9	10	10	10	10	10	10	10	10	9	9	9	10
SONDORILLO	SENAMHI	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	13	14	14
CHULUCANAS	SENAMHI	18	20	19	17	16	16	16	16	16	17	17	16	17
MORROPON	SENAMHI	18	20	20	17	16	16	16	16	16	16	17	16	17
LA ESPERANZA	SENAMHI	18	22	21	18	16	17	17	17	17	17	17	16	18
LANCONES	SENAMHI	19	19	21	18	16	16	17	17	17	17	16	16	17
MALLARES	SENAMHI	19	22	21	18	17	17	17	17	17	17	17	16	18
CHUSIS	SENAMHI	18	21	20	16	17	17	17	17	17	17	17	16	17
BERNAL	SENAMHI	18	22	20	15	17	17	17	17	17	17	17	15	17

NOMBRE	INSTITUCION PROPIETARIA	TEMPERATURA MAXIMA												ANUAL
		ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC	
LA ARGELIA-LOJA	INAMHI	21	21	22	22	21	20	19	19	21	23	23	22	21
LA TOMA-CATAMAYO	FAE	31	30	30	30	31	30	30	30	31	32	32	32	31
MACARA AEROPUERTO	FAE	31	31	31	31	30	30	30	31	32	32	32	32	31
MALACATOS	INAMHI	28	28	28	28	28	28	28	28	29	29	29	29	28
VILCABAMBA	INAMHI	27	27	27	27	27	27	27	27	28	29	29	28	28
QUINARA INAMHI	INAMHI	26	27	27	27	27	26	23	27	28	28	28	28	27
CARIAMANGA	INAMHI	24	23	24	24	24	25	25	24	25	25	25	24	24
YANGANA	INAMHI	24	24	24	24	24	23	22	23	24	25	25	25	24
CELICA	INAMHI	20	20	20	20	21	21	21	22	21	21	22	21	21
GONZANAMA	INAMHI	23	22	22	23	23	23	23	23	24	24	24	23	23
AMALUZA INAMHI	INAMHI	25	26	26	26	27	27	27	28	28	28	27	27	27
ZAPOTILLO	PREDESUR	34	34	34	33	32	31	31	32	33	32	33	34	33
QUILANGA	PREDESUR	25	24	24	24	24	25	25	26	27	27	27	26	25
MIRAFLORES	SENAMHI	33	34	34	33	30	28	28	28	29	29	30	32	31
AYABACA	SENAMHI	16	17	17	17	18	18	18	19	19	18	18	17	18
SAUSAL DE CULUCAN	SENAMHI	28	27	27	28	27	28	28	29	29	28	29	28	28
HUARMACA	SENAMHI	14	14	15	15	16	16	17	17	17	16	16	15	16
SONDORILLO	SENAMHI	25	25	25	25	25	24	24	25	26	26	26	26	25
CHULUCANAS	SENAMHI	32	32	32	31	29	25	25	26	28	30	31	32	29
MORROPON	SENAMHI	31	30	30	29	26	26	24	25	27	29	30	31	28
LA ESPERANZA	SENAMHI	22	23	25	24	24	26	26	25	25	26	26	25	25
LANCONES	SENAMHI	33	33	33	32	26	25	25	22	21	20	26	29	27
MALLARES	SENAMHI	33	33	33	31	26	25	25	24	23	22	26	30	28
CHUSIS	SENAMHI	25	29	30	25	24	26	26	26	26	26	26	24	26
BERNAL	SENAMHI	32	34	33	30	24	26	27	27	26	26	25	24	28

IV. MAPA DE ISOTERMAS MEDIAS MENSUALES DE LA CUENCA BINACIONAL CHIRA – CATAMAYO.

ISOTERMAS MEDIAS MENSUALES DE LA CUENCA BINACIONAL CHIRA - CATAMAYO



V. ETP POR VARIOS METODOS PARA CADA ESTACION DE TEMPERATURA.

ESTACION: LAURO GUERRERO

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	55	50	57	56	59	56	59	58	56	59	57	138
METODO TURC (ETP)	71	144	157	150	141	135	137	145	154	158	157	194
METODO HARGREAVES (ETR)	186	166	190	178	176	166	174	194	198	212	205	328
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	116	107	119	109	102	99	109	118	118	122	117	166
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	165	160	161	162	171	174	183	179	177	184	180	226
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	139	126	139	135	139	135	139	139	135	139	135	139
METODO CUBETA	74	70	92	89	93	84	80	81	79	79	84	84
METODO CLASE A-FAO	91	87	115	110	113	102	95	97	95	95	102	102
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	54	44	55	58	77	87	107	104	93	95	92	183
METODO CLIMDATA - 1981	50	48	53	56	65	70	77	75	72	71	71	202
METODO JENSEN-HAISE- 1963	101	160	193	182	186	178	186	215	216	232	225	587
METODO LINACRE -1977	81	73	84	84	89	88	90	93	89	92	115	158

ESTACION: CATACOCHA

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	59	53	61	59	62	60	62	62	60	62	61	62
METODO TURC (ETP)	71	144	157	150	141	135	137	145	154	158	157	154
METODO HARGREAVES (ETR)	186	166	190	178	176	166	174	194	198	212	205	200
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	112	106	118	109	102	99	109	117	118	122	121	118
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	165	160	161	162	171	174	183	179	177	184	180	172
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	139	126	139	135	139	135	139	139	135	139	135	139
METODO CUBETA	74	70	92	89	93	84	80	81	79	79	84	84
METODO CLASE A-FAO	91	87	115	110	113	102	95	97	95	95	102	102
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	54	44	55	58	77	87	107	104	93	95	92	73
METODO CLIMDATA - 1981	50	48	53	56	65	70	77	75	72	71	71	61
METODO JENSEN-HAISE- 1963	101	160	193	182	186	178	186	215	216	232	225	210
METODO LINACRE -1977	81	73	84	84	89	88	90	93	89	92	89	87

ESTACION: EL TAMBO LOJA

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	103	91	98	97	99	96	99	105	103	104	103	105
METODO TURC (ETP)	155	177	189	180	168	161	163	174	186	190	189	187
METODO HARGREAVES (ETR)	311	278	304	283	276	252	260	282	300	331	323	321
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	194	175	186	178	177	177	192	204	201	201	194	192
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	248	243	236	240	241	251	257	263	259	249	252	248
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	140	126	140	135	140	135	140	140	135	140	135	140
METODO CUBETA	68	65	87	83	87	78	74	75	73	74	79	79
METODO CLASE A-FAO	78	75	100	94	98	88	82	83	82	84	90	89
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	322	279	293	309	326	339	368	385	361	344	331	327
METODO CLIMDATA - 1981	207	202	196	206	207	213	218	226	223	214	214	209
METODO JENSEN-HAISE- 1963	276	446	485	456	447	403	414	455	492	551	539	531
METODO LINACRE -1977	161	142	157	154	162	155	160	163	160	170	166	167

ESTACION: JIMBURA

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	72	68	77	74	78	78	82	84	80	81	78	79
METODO TURC (ETP)	108	165	178	169	158	153	155	166	175	179	178	176
METODO HARGREAVES (ETR)	253	235	264	244	241	231	242	262	273	287	273	269
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	152	141	157	143	141	132	142	154	158	164	155	157
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	199	199	201	202	203	206	211	214	213	210	209	206
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	138	125	138	134	138	134	138	138	134	138	134	138
METODO CUBETA	78	70	66	71	60	50	58	66	76	79	79	96
METODO CLASE A-FAO	92	83	78	84	71	59	68	77	88	92	93	114
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	163	149	173	168	192	196	216	225	209	202	187	182
METODO CLIMDATA - 1981	123	128	132	134	141	148	152	156	152	145	141	136
METODO JENSEN-HAISE- 1963	192	338	386	359	362	355	371	409	427	443	414	401
METODO LINACRE -1977	135	124	140	138	147	147	153	154	149	151	144	142

ESTACION: ALAMOR

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	59	53	61	59	62	60	62	62	60	62	61	62
METODO TURC (ETP)	71	144	157	150	141	135	137	145	154	158	157	154
METODO HARGREAVES (ETR)	186	166	190	178	176	166	174	194	198	212	205	200
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	108	103	114	106	99	96	107	115	115	119	118	115
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	165	160	161	162	171	174	183	179	177	184	180	172
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	141	127	141	136	141	136	141	141	136	141	136	141
METODO CUBETA	74	70	92	89	93	84	80	81	79	79	84	84
METODO CLASE A-FAO	91	87	115	110	113	102	95	97	95	95	102	102
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	54	44	55	58	77	87	107	104	93	95	92	73
METODO CLIMDATA - 1981	50	48	53	56	65	70	77	75	72	71	71	61
METODO JENSEN-HAISE- 1963	92	147	177	167	171	163	170	196	197	212	205	192
METODO LINACRE -1977	64	57	67	66	71	71	72	75	72	74	72	69

ESTACION:MERCADILLO

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	59	53	61	59	62	60	62	62	60	62	61	62
METODO TURC (ETP)	71	144	157	150	141	135	137	145	154	158	157	154
METODO HARGREAVES (ETR)	186	166	190	178	176	166	174	194	198	212	205	200
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	107	102	114	105	98	96	106	114	114	119	118	114
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	165	160	161	162	171	174	183	179	177	184	180	172
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	141	127	141	137	141	137	141	141	137	141	137	141
METODO CUBETA	74	70	92	89	93	84	80	81	79	79	84	84
METODO CLASE A-FAO	91	87	115	110	113	102	95	97	95	95	102	102
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	54	44	55	58	77	87	107	104	93	95	92	73
METODO CLIMDATA - 1981	50	48	53	56	65	70	77	75	72	71	71	61
METODO JENSEN-HAISE- 1963	91	145	174	165	168	161	168	193	194	208	202	189
METODO LINACRE -1977	61	54	63	63	68	68	69	72	69	71	69	66

ESTACION: SAUCILLO (ALAMOR EN)

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	144	122	132	128	123	108	113	116	121	113	131	137
METODO TURC (ETP)	127	184	197	188	173	164	167	178	190	193	196	194
METODO HARGREAVES (ETR)	331	290	320	296	283	257	280	316	337	340	341	338
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	192	169	181	163	156	140	149	165	179	192	193	191
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	250	238	232	230	228	227	231	238	248	253	260	253
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	143	130	143	139	143	139	143	143	139	143	139	143
METODO CUBETA	76	70	66	71	61	51	58	66	75	77	78	95
METODO CLASE A-FAO	89	83	79	85	72	60	69	77	88	89	89	110
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	310	242	253	246	264	248	274	292	294	312	331	318
METODO CLIMDATA - 1981	238	224	219	221	216	206	211	217	225	218	240	235
METODO JENSEN-HAISE- 1963	265	427	467	425	391	340	370	421	462	455	482	486
METODO LINACRE -1977	139	119	132	128	128	121	130	139	138	137	141	143

ESTACION: CELICA

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	59	53	61	59	62	60	62	62	60	62	61	62
METODO TURC (ETP)	71	144	157	150	141	135	137	145	154	158	157	154
METODO HARGREAVES (ETR)	186	166	190	178	176	166	174	194	198	212	205	200
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	112	107	119	110	102	99	109	118	118	123	122	119
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	165	160	161	162	171	174	183	179	177	184	180	172
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	139	126	139	135	139	135	139	139	135	139	135	139
METODO CUBETA	74	70	92	89	93	84	80	81	79	79	84	84
METODO CLASE A-FAO	91	87	115	110	113	102	95	97	95	95	102	102
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	54	44	55	58	77	87	107	104	93	95	92	73
METODO CLIMDATA - 1981	50	48	53	56	65	70	77	75	72	71	71	61
METODO JENSEN-HAISE- 1963	102	162	195	184	188	180	188	217	218	234	227	212
METODO LINACRE -1977	83	75	86	86	91	90	92	95	91	94	91	89

ESTACION: QUILANGA

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	74	66	71	71	73	71	74	80	78	79	81	79
METODO TURC (ETP)	88	163	174	167	156	149	151	163	174	178	178	175
METODO HARGREAVES (ETR)	255	228	245	230	223	211	222	250	270	284	276	269
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	147	139	147	133	125	117	125	137	143	152	147	146
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	188	182	179	184	186	190	195	198	199	199	199	195
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	139	125	139	134	139	134	139	139	134	139	134	139
METODO CUBETA	73	69	92	88	92	84	80	81	78	79	84	83
METODO CLASE A-FAO	88	84	113	107	112	101	95	97	94	94	102	101
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	124	108	107	117	129	140	159	164	156	158	148	135
METODO CLIMDATA - 1981	111	109	104	111	114	120	125	132	132	128	131	120
METODO JENSEN-HAISE- 1963	187	300	319	304	297	283	299	352	392	411	401	376
METODO LINACRE -1977	130	114	125	124	130	128	134	141	141	145	140	137

ESTACION: AYABACA

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	54	50	56	55	57	54	56	58	58	59	57	57
METODO TURC (ETP)	88	135	146	140	131	125	126	136	146	149	147	144
METODO HARGREAVES (ETR)	164	149	168	154	155	149	163	180	185	189	181	176
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	127	116	128	117	115	106	113	123	128	134	128	129
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	165	164	166	167	168	168	171	175	176	173	172	170
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	137	124	137	132	137	132	137	137	132	137	132	137
METODO CUBETA	78	70	66	71	60	50	58	66	76	79	79	96
METODO CLASE A-FAO	92	83	78	84	71	59	68	77	88	92	93	114
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	84	75	90	88	103	101	111	120	114	110	100	95
METODO CLIMDATA - 1981	54	55	59	60	66	66	69	74	74	70	66	61
METODO JENSEN-HAISE- 1963	80	133	155	143	151	148	166	192	198	195	185	172
METODO LINACRE -1977	91	82	93	91	97	95	102	106	102	102	97	95

ESTACION: SALATI

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	80	76	86	83	84	79	80	90	91	94	91	90
METODO TURC (ETP)	84	170	183	174	162	155	156	169	181	186	184	181
METODO HARGREAVES (ETR)	251	232	257	235	225	215	240	278	292	307	294	281
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	149	135	149	137	129	119	127	145	153	162	156	155
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	190	193	193	191	191	190	193	205	211	209	210	204
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	141	127	141	136	141	136	141	141	136	141	136	141
METODO CUBETA	73	70	92	89	93	85	81	81	79	79	84	83
METODO CLASE A-FAO	90	86	113	109	114	104	98	98	94	95	102	101
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	122	110	126	123	130	129	147	176	177	176	169	154
METODO CLIMDATA - 1981	125	130	134	135	135	134	135	153	159	156	155	145
METODO JENSEN-HAISE- 1963	181	311	351	321	305	293	332	411	438	462	441	406
METODO LINACRE -1977	112	103	116	112	115	113	126	138	136	138	132	124

ESTACION: MIRAFLORES

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	139	111	104	84	84	77	81	88	99	121	138	135
METODO TURC (ETP)	153	182	191	177	163	155	158	170	184	194	197	195
METODO HARGREAVES (ETR)	302	266	286	253	235	209	221	245	271	301	302	330
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	207	186	203	182	163	138	141	154	168	183	183	196
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	263	251	241	231	225	219	220	227	241	251	262	262
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	144	130	144	140	144	140	144	144	140	144	140	144
METODO CUBETA	110	99	98	91	84	72	72	75	81	90	88	104
METODO CLASE A-FAO	124	112	111	103	96	83	83	86	93	102	100	118
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	396	338	344	294	283	251	261	273	291	336	363	374
METODO CLIMDATA - 1981	251	235	215	192	184	175	177	185	203	226	250	243
METODO JENSEN-HAISE- 1963	232	380	403	338	293	246	253	284	327	373	388	439
METODO LINACRE -1977	113	92	94	85	83	78	83	90	99	113	115	126

ESTACION: LA ESPERANZA

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	77	88	100	78	72	79	81	81	81	85	84	76
METODO TURC (ETP)	117	174	187	171	156	153	155	164	176	182	182	176
METODO HARGREAVES (ETR)	151	98	155	162	197	186	196	208	215	233	231	226
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	154	151	170	146	135	128	131	139	147	159	158	156
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	222	231	231	218	211	214	212	214	221	224	230	224
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	144	130	144	140	144	140	144	144	140	144	140	144
METODO CUBETA	96	95	100	93	78	63	59	62	63	73	79	89
METODO CLASE A-FAO	112	110	116	108	91	73	70	73	74	86	92	104
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	212	230	264	211	200	203	202	199	203	216	220	211
METODO CLIMDATA - 1981	146	179	184	153	141	154	151	148	153	156	160	144
METODO JENSEN-HAISE- 1963	68	70	144	151	196	197	207	218	226	247	248	227
METODO LINACRE -1977	47	42	50	46	62	64	66	65	63	67	63	60

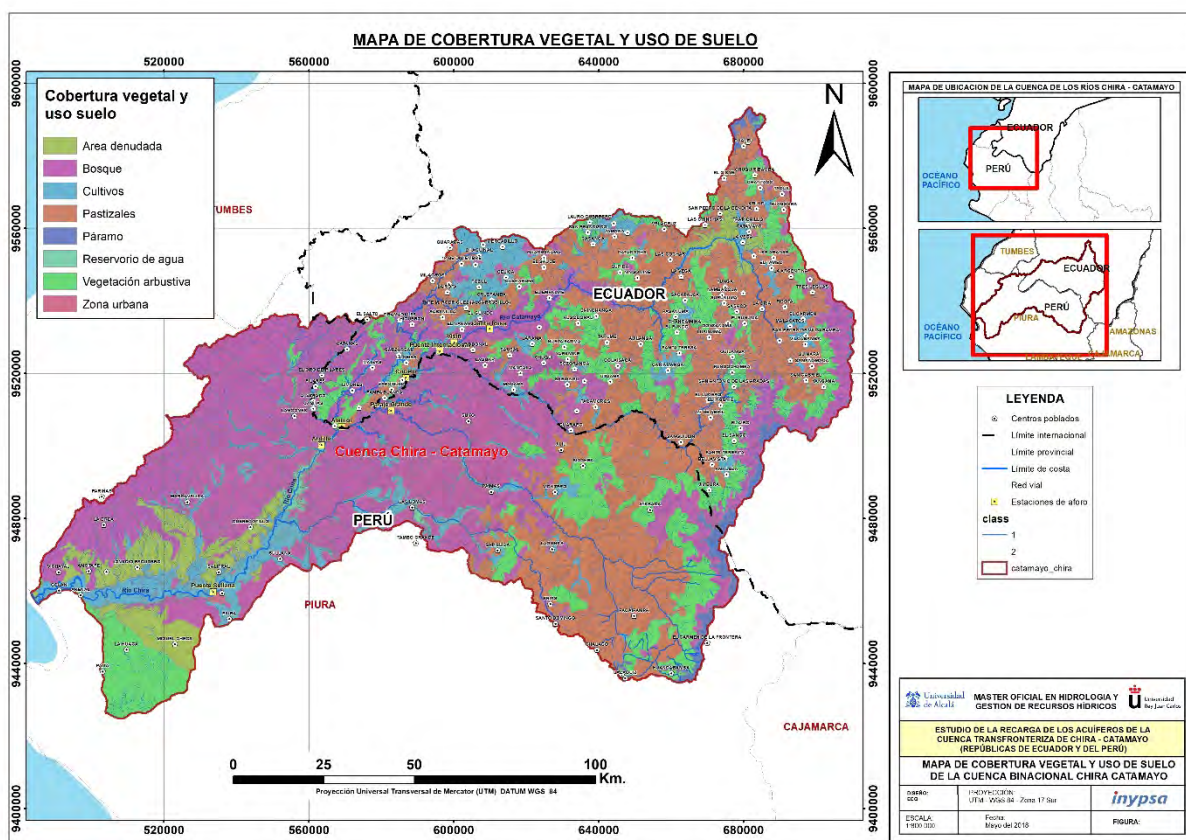
ESTACION: LANCONES

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	135	126	151	118	76	68	74	60	57	56	76	92
METODO TURC (ETP)	126	185	200	184	159	150	153	158	167	171	180	184
METODO HARGREAVES (ETR)	335	303	320	293	214	178	192	152	149	145	240	286
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	184	164	182	159	133	119	130	134	139	151	161	165
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	246	239	238	224	203	202	208	204	209	215	230	231
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	144	130	144	139	144	139	144	144	139	144	139	144
METODO CUBETA	76	70	66	71	61	51	58	66	75	77	78	95
METODO CLASE A-FAO	89	83	79	85	72	60	69	77	88	89	89	110
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	296	244	271	231	192	181	205	190	182	198	235	245
METODO CLIMDATA - 1981	226	226	238	204	145	139	148	129	127	128	160	173
METODO JENSEN-HAISE- 1963	252	422	458	392	232	182	201	129	121	109	260	339
METODO LINACRE -1977	131	120	125	104	71	62	62	41	36	40	75	104

ESTACION: MALLARES

	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC
METODO THORNTHWAITE (ETP)	133	142	148	113	77	70	71	69	64	64	77	97
METODO TURC (ETP)	151	188	199	183	160	151	153	162	172	176	181	186
METODO HARGREAVES (ETR)	326	288	322	288	207	176	187	190	174	177	226	306
METODO PENMAN-MONTEITH (ETR)	196	181	198	176	146	127	133	143	150	158	162	180
METODO BLANNEY-CRIDDLE-FAO	260	264	259	243	219	212	211	214	219	219	231	244
METODO ECUACION DE CENICAFÉ	144	130	144	140	144	140	144	144	140	144	140	144
METODO CUBETA	110	99	98	91	84	72	72	75	81	90	88	104
METODO CLASE A-FAO	124	112	111	103	96	83	83	86	93	102	100	118
METODO ECUACION GARCIA LOPEZ	383	389	415	339	261	230	235	231	223	231	258	308
METODO CLIMDATA - 1981	243	274	264	225	168	157	156	152	149	147	169	195
METODO JENSEN-HAISE- 1963	240	409	451	374	221	180	190	187	160	155	239	370
METODO LINACRE -1977	127	114	121	99	67	59	60	55	45	48	69	109

VI. MAPA DE COBERTURA VEGETAL Y USO DE SUELO.



Fuente: digitalizado de (INGEMMET, 2006).

VII. CALCULOS DE RECARGA PARA LA PARTE ALTA POR METODO SCHOSINSKY

ZONA I

Textura del suelo: Entisol

Cuadros y ecuaciones a utilizar para el cálculo anual de la recarga potencial de un acuífero en mm.

Caudal y biomasa de la comunidad piscícola durante la temporada pesquera de un río en mm.			Por peso (%) (mm)		
fc [mm/d]	39	0.3432			
kp[0,01%]	0.15	0.15		(%)	(mm)
kv[0,01%]	0.04	0.04			
kfc [0,01%]	0.2	0.20	CC	32.00	136.32
Ci [0,01%]	0.43916		PM	12.00	51.12
$\gamma_s(g/cm^3)$	1.42		[CC-PM]	20	85.2
PR (mm)	300				
Hsi (mm)	136.32				
Mes con que inicia hSi:1,2,3,12?		1			
Cfo: Bosques muy densos =0.2, otros=0.12		0.12			

Concepto	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Total
P (mm)	152.80	262.02	300.69	211.09	93.22	25.01	8.78	9.75	18.35	41.32	46.11	80.59	1250
Ret[mm]	18.3	31.4	36.1	25.3	11.2	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.5	9.7	163
Pi (mm)	59.1	101.3	116.2	81.6	36.0	8.8	1.7	2.1	5.9	15.9	17.8	31.1	477
ESC(mm)	75.4	129.3	148.4	104.2	46.0	11.2	2.1	2.7	7.5	20.4	22.8	39.8	610
ETP(mm)	54.3	50.3	56.3	54.6	57.1	54.0	55.3	58.0	57.6	59.3	56.7	57.6	671.1
HSi(mm)	136.3	136.3	136.3	136.3	136.3	122.3	94.7	76.2	65.6	61.0	61.4	62.8	
C1	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.94	0.53	0.32	0.24	0.30	0.33	0.50	
C2	1.0	1.0	1.0	1.0	0.8	0.4	0.2	0.1	0.1	0.2	0.2	0.4	
HD(mm)	144.3	186.5	201.4	166.8	121.2	80.0	45.2	27.1	20.3	25.8	28.1	42.8	
ETPR(m)	54.3	50.3	56.3	54.6	57.1	45.1	28.3	17.0	9.8	6.9	6.8	7.9	
ETR(mm)	54.3	50.3	56.3	54.6	50.0	36.4	20.2	12.7	10.4	15.6	16.4	26.3	404
HSf(mm)	136.3	136.3	136.3	136.3	122.3	94.7	76.2	65.6	61.0	61.4	62.8	67.7	
Rp(mm)	4.7	50.9	59.9	27.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	143
DCC(mm)	0.0	0.0	0.0	0.0	14.0	41.6	60.1	70.7	75.3	74.9	73.5	68.7	
NR(mm)	0.0	0.0	0.0	0.0	21.1	59.3	95.2	116.0	122.5	118.7	113.8	100.0	747

fc=Capacidad de infiltración; Ci=Coeficiente de infiltración; CC=Capacidad de campo, PM=Punto de marchitez; PR=Profundidad de raíces; (CC-PM)=Rango de agua disponible; DS=Densidad de suelo; C1=Factor de ETP, por cierre de estomas, antes que ocurra ETR; C2=Factor de ETP, por cierre de estomas, después que ocurre ETR; Kp=Factor por pendiente; Kv=Factor por vegetación; Kfc=Factor estimado con base a la prueba de infiltración; Cfo=Coeficiente de retención pluvial en follajes; P=Precipitación media mensual; Pi=Precipitación que infiltra; ESC=Escurrimiento superficial; ETP=Evapotranspiración potencial; ETR=Evapotranspiración real; HSi=Humedad de suelo inicial; HD=Humedad disponible; HSf=Humedad de suelo final; DCC=Déficit de capacidad de campo, Rp=Recarga potencial; NR=Necesidad de riego; Ret=Retención de lluvia.

ZONA II

Textura del suelo: Inceptisoles

Cuadros y ecuaciones a utilizar para el cálculo anual de la recarga potencial de un acuífero en mm.

fc [mm/d]	22	0.3168	Por peso (%) (mm)		
kp[0,01%]	0.06	0.06			
kv[0,01%]	0.20	0.20	(%)	(mm)	
kfc [0,01%]	0.1	0.10			
Ci [0,01%]	0.35892		CC	27.00	86.4
DS(g/cm³)	1.60		PM	17.00	54.4
PR (mm)	200		[CC-PM]	10	32
Hsi (mm)	86.40	86.40			
Mes con que inicia hSi:1,2,3,12?		1			
Cfo: Bosques muy densos=0.2, otros=0.12		0.12			

Concepto	Fuente	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Total
P (mm)		152.80	262.02	300.69	211.09	93.22	25.01	8.78	9.75	18.35	41.32	46.11	80.59	1250
Ret[mm]		18.3	31.4	36.1	25.3	11.2	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.5	9.7	163
Pi (mm)		48.3	82.8	95.0	66.7	29.4	7.2	1.4	1.7	4.8	13.0	14.6	25.5	390
ESC(mm)		86.2	147.8	169.6	119.1	52.6	12.8	2.4	3.0	8.6	23.3	26.0	45.5	697
ETP(mm)		54.3	50.3	56.3	54.6	57.1	54.0	55.3	58.0	57.6	59.3	56.7	57.6	671.1
HSi(mm)		86.4	85.5	86.4	86.4	86.4	83.4	63.6	55.8	54.4	54.4	54.4	54.4	
C1		1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.33	0.10	0.15	0.41	0.46	0.80	
C2		0.8	1.0	1.0	1.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.4	0.5	0.8	
HD(mm)		80.3	113.8	127.0	98.7	61.4	36.2	10.5	3.1	4.8	13.0	14.6	25.5	
ETPR(m)		54.3	48.9	56.3	54.6	57.1	49.0	15.9	2.6	0.0	0.0	0.0	0.0	
ETR(mm)		49.2	50.3	56.3	54.6	32.4	27.0	9.1	3.1	4.8	13.0	14.6	25.5	340
HSf(mm)		85.5	86.4	86.4	86.4	83.4	63.6	55.8	54.4	54.4	54.4	54.4	54.4	
Rp(mm)		0.0	31.5	38.7	12.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	82
DCC(mm)		0.9	0.0	0.0	0.0	3.0	22.8	30.6	32.0	32.0	32.0	32.0	32.0	
NR(mm)		6.0	0.0	0.0	0.0	27.7	49.8	76.7	86.8	84.8	78.3	74.1	64.1	548

Textura del suelo: Inceptisoles

Cuadros y ecuaciones a utilizar para el cálculo anual de la recarga potencial de un acuífero en mm.

fc [mmvd]	0,3	0,2288			
kp[0,01%]	0,86	0,86			
kv[0,01%]	0,10	0,10			
kfc [0,01%]	0,1	0,10			
Cl[0,01%]	0,27063				
DSG(cm)	1,80				
PR (mm)	300				
Hsi (mm)	129,60	129,60			
Mes con que inicia hSc1,2,3,127		1			
Cfo: Bosques muy densos=0,2, otros=0,12		0,12			

Concepto	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Total
P (mm)	169.99	253.69	292.28	158.99	57.01	10.01	8.15	4.93	19.55	56.54	70.84	115.78	1218
Ret(mm)	20.4	30.4	35.1	19.1	6.8	5.0	5.0	4.9	5.0	6.8	8.5	13.9	161
Pi (mm)	40.5	60.4	69.6	37.9	13.6	1.4	0.9	0.0	3.9	13.5	16.9	27.6	286
ESC(mm)	109.1	162.8	187.6	102.0	36.6	3.7	2.3	0.0	10.6	36.3	45.5	74.3	771
ETP(mm)	71.3	68.7	76.5	74.3	77.7	77.9	81.3	83.1	79.8	81.0	77.8	79.2	928.5
HSq(mm)	129.6	121.7	116.9	110.0	93.4	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	
C1	1.00	1.00	1.00	1.00	0.53	0.03	0.02	0.00	0.08	0.28	0.35	0.57	
C2	0.4	0.9	1.0	0.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.3	0.4	0.6	
HD(mm)	88.5	100.5	104.9	66.2	25.4	1.4	0.9	0.0	3.9	13.5	16.9	27.6	
ETPR(m)	71.3	57.4	56.2	43.9	19.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ETR(mm)	48.4	65.2	76.5	54.4	25.4	1.4	0.9	0.0	3.9	13.5	16.9	27.6	334
HSf(mm)	121.7	116.9	110.0	93.4	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	
Rp(mm)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
DCC(mm)	7.9	12.7	19.6	36.2	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	
NR(mm)	30.9	16.2	19.6	56.1	102.3	124.5	128.4	131.1	123.9	115.5	108.9	99.6	1055

Textura del suelo: Inceptisoles

Cuadros y ecuaciones a utilizar para el cálculo anual de la recarga potencial de un acuífero en mm

ϵ (mm/d)	0.6	0.2288				Por peso (%) (mm)
k _p [0.01%]	0.06	0.06				(%)
k _v [0.01%]	0.10	0.10				(mm)
k _f : [0.01%]	0.1	0.10		CC	27.00	129.6
Ci [0.01%]	0.30291			PM	17.00	81.6
D _{Sg} (cm)	1.60			[CC-PM]	10	48
PR (mm)	300					
Hsi (mm)	129.60	129.60				
Mes con que inicia hSi:1,2,3...12?			1			
Cfo: Bosques muy densos=0,2, otros=0,12			0.12			

Concepto	Ene												Total
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	
P (mm)	152.80	262.02	300.69	211.09	93.22	25.01	8.78	9.75	18.35	41.32	46.11	80.59	1250.50
Ret(mm)	18.3	31.4	36.1	25.3	11.2	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.5	9.7	163.0
Pi (mm)	40.7	69.8	80.2	56.3	24.8	6.1	1.1	1.4	4.0	11.0	12.3	21.5	329.0
ESC(mm)	93.7	160.7	184.5	129.5	57.2	13.9	2.6	3.3	9.3	25.3	28.3	49.4	758.0
ETP (mm)	54.3	50.3	56.3	54.6	57.1	54.0	55.3	58.0	57.6	59.3	56.7	57.6	671.1
HSi(mm)	129.6	123.7	129.6	129.6	129.6	116.5	98.6	89.3	85.2	82.7	81.6	81.6	
C1	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.85	0.38	0.19	0.16	0.25	0.26	0.45	
C2	0.7	1.0	1.0	1.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2	0.3	0.4	
HD(mm)	88.7	111.9	128.2	104.3	72.8	41.0	18.1	9.1	7.7	12.1	12.3	21.5	
ETPR(mm)	54.3	44.1	56.3	54.6	57.1	39.3	19.6	9.3	4.3	1.3	0.0	0.0	
ETR(mm)	46.6	50.3	56.3	54.6	37.9	24.0	10.4	5.5	6.6	12.1	12.3	21.5	338.0
HSi(mm)	123.7	129.6	129.6	129.6	116.5	98.6	89.3	85.2	82.7	81.6	81.6	81.6	
Rp(mm)	0.0	13.6	23.9	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	39.0
DCC(mm)	5.9	0.0	0.0	0.0	13.1	31.0	40.3	44.4	46.9	48.0	48.0	48.0	
NR(mm)	13.6	0.0	0.0	0.0	32.3	61.0	85.1	96.8	98.0	95.2	92.4	84.1	659.0

Textura del suelo: Entisoles

Cuadros y ecuaciones a utilizar para el cálculo anual de la recarga potencial de un acuífero en mm.

[illegible]

Concepto		Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Total
P (mm)	191.03	269.96	301.49	135.83	32.06	7.92	2.04	2.42	4.25	12.85	15.48	58.08		1033
Ret(mm)	22.9	32.4	36.2	16.3	5.0	5.0	2.0	2.4	4.3	5.0	5.0	7.0		143
Pi (mm)	85.6	121.0	135.1	60.9	13.8	1.5	0.0	0.0	0.0	4.0	5.3	26.0		453
ESC(mm)	82.5	116.6	130.2	58.7	13.3	1.4	0.0	0.0	0.0	3.9	5.1	25.1		437
ETP(mm)	58.8	53.1	60.5	59.0	62.4	59.7	62.1	61.6	59.6	62.3	60.4	61.6		721.0
HSi(mm)	90.9	90.9	90.9	90.9	90.9	69.0	51.3	41.9	37.7	35.8	34.6	34.1		
C1	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.64	0.30	0.14	0.06	0.10	0.10	0.46		
C2	1.0	1.0	1.0	1.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.5		
HD(mm)	142.4	177.8	191.9	117.7	70.6	36.4	17.3	7.8	3.6	5.7	5.8	26.0		
ETPR(mm)	58.8	53.1	60.5	59.0	62.4	36.7	18.9	8.5	3.8	1.9	0.5	0.0		
ETR(mm)	58.8	53.1	60.5	59.0	35.7	19.1	9.4	4.2	1.9	5.2	5.8	26.0		339
HSf(mm)	90.9	90.9	90.9	90.9	69.0	51.3	41.9	37.7	35.8	34.6	34.1	34.1		
Rp(mm)	26.8	67.8	74.6	1.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0		171
DCC(mm)	0.0	0.0	0.0	0.0	21.9	39.5	49.0	53.2	55.1	56.3	56.8	56.8		
NR(mm)	0.0	0.0	0.0	0.0	48.6	80.1	101.6	110.5	112.8	113.4	111.4	92.4		771

VIII. CALCULOS DE RECARGA PARA LA PARTE BAJA POR METODO SCHOSINSKY

ZONA I

Textura del suelo: Entisol

Cuadros y ecuaciones a utilizar para el cálculo anual de la recarga potencial de un acuífero en mm.

fc [mm/d]	0.35	0.396	Por peso (%) (mm)	
kp[0,01%]	0.10	0.10	(%)	(mm)
kv[0,01%]	0.15	0.15		
kfc [0,01%]	0.2	0.20		
Ci [0,01%]	0.47089		CC	32.00 136.32
DS(g/cm ³)	1.42		PM	12.00 51.12
PR (mm)	300		[CC-PM]	20 85.2
Hsi (mm)	136.32	136.32		
Mes con que inicia hSi: 1,2,3,12?				
Cfo: Bosques muy densos =0,2, otros=0,12				

Concepto	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Total
P (mm)	6.87	30.13	30.86	16.53	2.04	0.30	0.12	0.24	0.23	0.59	0.80	2.10	91
Ret[mm]	5.0	5.0	5.0	5.0	2.0	0.3	0.1	0.2	0.2	0.6	0.8	2.1	26
Pi (mm)	0.9	11.8	12.2	5.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	30
ESC(mm)	1.0	13.3	13.7	6.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	34
ETP(mm)	131.8	142.5	147.2	113.3	77.0	69.8	71.2	68.6	63.9	64.8	76.4	97.2	1122.8
HSi(mm)	136.3	71.3	56.4	51.1	51.1	51.1	51.1	51.1	51.1	51.1	51.1	51.1	
C1	1.00	0.38	0.20	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
C2	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
HD(mm)	86.1	32.0	17.4	5.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ETPR(mm)	131.8	33.8	9.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ETR(mm)	65.9	26.8	17.4	5.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	116
HSi(mm)	71.3	56.4	51.1	51.1	51.1	51.1	51.1	51.1	51.1	51.1	51.1	51.1	
Rp(mm)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
DCC(mm)	65.0	80.0	85.2	85.2	85.2	85.2	85.2	85.2	85.2	85.2	85.2	85.2	
NR(mm)	130.9	195.7	214.9	193.0	162.2	155.0	156.4	153.8	149.1	149.2	161.6	182.4	2004

ZONA III

Textura del suelo: Inceptisoles

Cuadros y ecuaciones a utilizar para el cálculo anual de la recarga potencial de un acuífero en mm.

fc [mm/d]	26	0.3168	Por peso (%) (mm)	
kp[0,01%]	0.06	0.06	(%)	(mm)
kv[0,01%]	0.20	0.20		
kfc [0,01%]	0.1	0.10		
Ci [0,01%]	0.40291		CC	27.00 129.6
DS(g/cm ³)	1.60		PM	17.00 81.6
PR (mm)	300		[CC-PM]	10 48
Hsi (mm)	129.60	129.60		
Mes con que inicia hSi: 1,2,3,12?				
Cfo: Bosques muy densos =0,2, otros=0,12				

Concepto	Fuente	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Total
P (mm)	IMN	13.14	52.05	78.65	26.29	4.54	0.12	0.02	0.00	0.00	0.51	0.59	1.87	178
Ret[mm]	Ec(1)	5.0	6.2	9.4	5.0	4.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.5	0.6	1.9	33
Pi (mm)	Ec(4)	3.3	18.5	27.9	8.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	58
ESC(mm)	Ec(5)	4.9	27.3	41.3	12.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	86
ETP(mm)	Ec(7)	134.0	126.5	150.4	118.1	75.8	68.4	73.8	59.8	56.4	56.4	75.6	91.9	1086.8
HSi(mm)	Ec(16)	129.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	
C1	Ec(10)	1.00	0.38	0.58	0.18	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
C2	Ec(11)	0.0	0.4	0.6	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
HD(mm)	Ec(13)	51.3	18.5	27.9	8.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ETPR(mm)	Ec(12)	134.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ETR(mm)	Ec(14)	51.3	18.5	27.9	8.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	106
HSi(mm)	Ec(15)	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	
Rp(mm)	Ec(17)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
DCC(mm)	Ec(18)	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	
NR(mm)	Ec(19)	130.7	156.0	170.5	157.5	123.8	116.4	121.8	107.8	104.4	104.4	123.6	139.9	1557

ZONA IV

Textura del suelo: Inceptisoles

Cuadros y ecuaciones a utilizar para el cálculo anual de la recarga potencial de un acuífero en mm.

fc [mm/d]	15	0.352	Por peso (%) (mm)	
kp[0,01%]	0.10	0.10	(%)	(mm)
kv[0,01%]	0.20	0.20	27.00	129.6
kfc [0,01%]	0.0	0.10	17.00	81.6
Ci [0,01%]	0.31388		[CC-PM]	10 48
DS(g/cm³)	1.60			
PR (mm)	300			
Hsi (mm)	129.60	129.60		
Mes con que inicia hSi:1,2,3,12?		1		
Cfo: Bosques muy densos=0,2, otros=0,12		0.12		

Concepto	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Total
P (mm)	152.80	262.02	300.69	211.09	93.22	25.01	8.78	9.75	18.35	41.32	46.11	80.59	1250
Ret[mm]	18.3	31.4	36.1	25.3	11.2	5.0	5.0	5.0	5.0	5.0	5.5	9.7	163
Pi (mm)	42.2	72.4	83.1	58.3	25.7	6.3	1.2	1.5	4.2	11.4	12.7	22.3	341
ESC(mm)	92.3	158.2	181.6	127.5	56.3	13.7	2.6	3.3	9.2	24.9	27.8	48.7	746
ETP(mm)	54.3	50.3	56.3	54.6	57.1	54.0	55.3	58.0	57.6	59.3	56.7	57.6	671.1
HSi(mm)	129.6	124.3	129.6	129.6	129.6	116.9	98.7	89.4	85.3	82.7	81.6	81.6	
C1	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.87	0.38	0.19	0.16	0.26	0.27	0.46	
C2	0.7	1.0	1.0	1.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2	0.3	0.5	
HD(mm)	90.2	115.1	131.1	106.3	73.7	41.6	18.3	9.3	7.9	12.5	12.7	22.3	
ETPR(mm)	54.3	44.8	56.3	54.6	57.1	39.7	19.7	9.4	4.4	1.3	0.0	0.0	
ETR(mm)	47.5	50.3	56.3	54.6	38.5	24.4	10.5	5.6	6.8	12.5	12.7	22.3	342
HSi(mm)	124.3	129.6	129.6	129.6	116.9	98.7	89.4	85.3	82.7	81.6	81.6	81.6	
Rp(mm)	0.0	16.8	26.8	3.7	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	47
DCC(mm)	5.3	0.0	0.0	0.0	12.7	30.9	40.2	44.3	46.9	48.0	48.0	48.0	
NR(mm)	12.1	0.0	0.0	0.0	31.4	60.5	84.9	96.7	97.8	94.8	92.0	83.3	653

ZONA V

Textura del suelo: Entisoles

Cuadros y ecuaciones a utilizar para el cálculo anual de la recarga potencial de un acuífero en mm.

fc [mm/d]	39	0.2728	Por peso (%) (mm)	
kp[0,01%]	0.06	0.06	(%)	(mm)
kv[0,01%]	0.05	0.05	32.00	90.88
kfc [0,01%]	0.2	0.20	12.00	34.08
Ci [0,01%]	0.35916		[CC-PM]	20 56.8
DS(g/cm³)	1.42			
PR (mm)	200			
Hsi (mm)	90.88	90.88		
Mes con que inicia hSi:1,2,3,12?		1		
Cfo: Bosques muy densos=0,2, otros=0,12		0.12		

Concepto	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Total
P (mm)	6.87	30.13	30.86	16.53	2.04	0.30	0.12	0.24	0.23	0.59	0.80	2.10	91
Ret[mm]	5.0	5.0	5.0	5.0	2.0	0.3	0.1	0.2	0.2	0.6	0.8	2.1	26
Pi (mm)	0.7	9.0	9.3	4.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	23
ESC(mm)	1.2	16.1	16.6	7.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	41
ETP(mm)	131.8	142.5	147.2	113.3	77.0	69.8	71.2	68.6	63.9	64.0	76.4	97.2	1122.8
HSi(mm)	90.9	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	
C1	1.00	0.16	0.16	0.07	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
C2	0.0	0.2	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
HD(mm)	57.5	9.0	9.3	4.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ETPR(m)	131.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ETR(mm)	57.5	9.0	9.3	4.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	80
HSi(mm)	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	34.1	
Rp(mm)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
DCC(mm)	56.8	56.8	56.8	56.8	56.8	56.8	56.8	56.8	56.8	56.8	56.8	56.8	
NR(mm)	131.1	190.3	194.7	165.9	133.8	126.6	128.0	125.4	120.7	120.8	133.2	154.0	1724

ZONA VI

Textura del suelo: Inceptisoles

Cuadros y ecuaciones a utilizar para el cálculo anual de la recarga potencial de un acuífero en mm.

fc [mm/d]	23	0.22	Por peso (%) (mm)	
kp[0,01%]	0.05	0.05	(%)	(mm)
kv[0,01%]	0.10	0.10	27.00	129.6
kfc [0,01%]	0.1	0.10	17.00	81.6
Ci [0,01%]	0.26063		[CC-PM]	10 48
DS(g/cm³)	1.60			
PR (mm)	300			
Hsi (mm)	129.60	129.60		
Mes con que inicia hSi:1,2,3,12?		1		
Cfo: Bosques muy densos=0,2, otros=0,12		0.12		

Concepto	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Total
P (mm)	6.87	30.13	30.86	16.53	2.04	0.30	0.12	0.24	0.23	0.59	0.80	2.10	91
Ret[mm]	5.0	5.0	5.0	5.0	2.0	0.3	0.1	0.2	0.2	0.6	0.8	2.1	26
Pi (mm)	0.5	6.5	6.7	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17
ESC(mm)	1.4	18.6	19.1	8.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	48
ETP(mm)	131.8	142.5	147.2	113.3	77.0	69.8	71.2	68.6	63.9	64.0	76.4	97.2	1122.8
HSi(mm)	129.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	
C1	1.00	0.14	0.14	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
C2	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
HD(mm)	48.5	6.5	6.7	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ETPR(mm)	131.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ETR(mm)	48.5	6.5	6.7	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	65
HSi(mm)	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	
Rp(mm)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
DCC(mm)	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	
NR(mm)	131.3	184.0	188.4	158.2	125.0	117.8	119.2	116.6	111.9	112.0	124.4	145.2	1634

ZONAVI

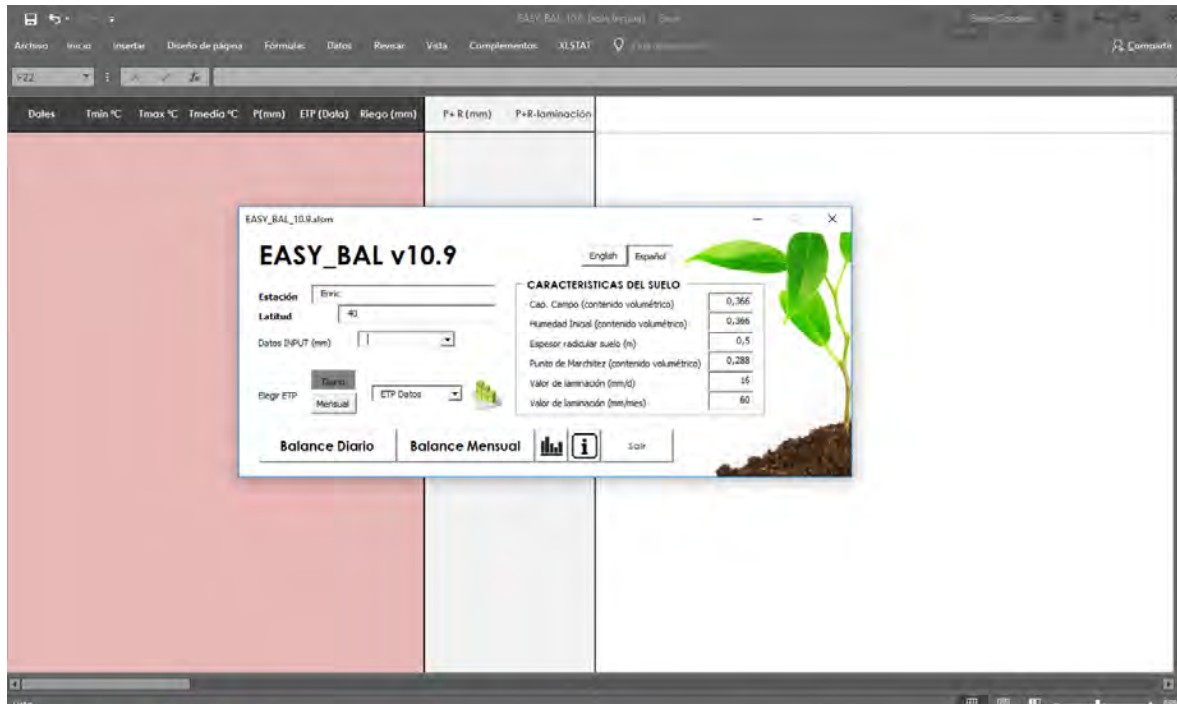
Textura del suelo: Inceptisoles

Cuadros y ecuaciones a utilizar para el cálculo anual de la recarga potencial de un acuífero en mm.

fc [mm/d]	23	0.22	Por peso (%) (mm)		
kp [0,01%]	0.05	0.05			
kv [0,01%]	0.10	0.10			
kfc [0,01%]	0.1	0.10			
Ci [0,01%]	0.26063		CC	(%)	(mm)
DS(g/cm³)	1.60			27.00	129.6
PR (mm)	300		PM	17.00	81.6
Hsi (mm)	129.60	129.60	[CC-PM]	10	48
Mes con que inicia hSi; 1,2,3,12?		1			
Cfo: Bosques muy densos =0,2, otros=0,12		0.12			

Concepto	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic	Total
P (mm)	6.87	30.13	30.86	16.53	2.04	0.30	0.12	0.24	0.23	0.59	0.80	2.10	91
Ret[mm]	5.0	5.0	5.0	5.0	2.0	0.3	0.1	0.2	0.2	0.6	0.8	2.1	26
Pi (mm)	0.5	6.5	6.7	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	17
ESC(mm)	1.4	18.6	19.1	8.5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	48
ETP(mm)	131.8	142.5	147.2	113.3	77.0	69.8	71.2	68.6	63.9	64.0	76.4	97.2	1122.8
HSi(mm)	129.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	
C1	1.00	0.14	0.14	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
C2	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
HD(mm)	48.5	6.5	6.7	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ETPR(mm)	131.8	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	
ETR(mm)	48.5	6.5	6.7	3.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	65
HSR(mm)	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	81.6	
Rp(mm)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0
DCC(mm)	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	48.0	
NR(mm)	131.3	184.0	188.4	158.2	125.0	117.8	119.2	116.6	111.9	112.0	124.4	145.2	1634

IX. HERRAMIENTA EASYBAL PARA EVALUACIÓN DE RECARGA.



UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS



**MÁSTER UNIVERSITARIO EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS**

TRABAJO FIN DE MÁSTER

**Consumo de energía en la depuración. Tendencias para
mejorar la eficiencia y la autosuficiencia energética en
las EDAR.**

*Energy consumption for wastewater treatment. Trends to
improve energy efficiency and self-sufficiency in WWTPS*

AUTOR:
Elías Herrero Casado

DIRECTOR:
Dr. Eloy García Calvo (UAH)

Alcalá de Henares, 25 de septiembre de 2018

ÍNDICE

RESUMEN.....	126
1. INTRODUCCIÓN.....	126
2. OBJETIVOS.....	129
3. CONSUMO ENERGÉTICO EN LA DEPURACIÓN.....	129
3.1. Consumo energético en función del tamaño de la EDAR.....	133
3.2. Consumo energético en función del tipo de tecnología empleada en la EDAR.....	138
3.3. Consumo energético en función de los VLE.....	143
4. TENDENCIAS PARA MEJORAR LA EFICIENCIA Y LA AUTOSUFICIENCIA ENERGÉTICA EN LAS EDAR.....	145
4.1. Optimización del sistema de aireación.....	148
4.2. Optimización de las EDAR con digestión anaerobia y cogeneración....	150
4.2.1. Maximización de la obtención de fango primario.....	151
4.2.2. Pretratamiento del fango.....	154
4.2.3. Codigestión anaerobia con otros residuos orgánicos.....	158
4.2.4. Tratamiento de los retornos de la línea de fango.....	162
4.3. Otras tendencias.....	167
4.3.1. Depuración anaerobia.....	170
5. CONCLUSIONES.....	172
6. BIBLIOGRAFÍA.....	174

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Consumo energético del CIA y la depuración respecto del consumo local.....	131
Tabla 2. Consumo energético unitario de las EDAR de distintas regiones.....	133
Tabla 3. Consumo unitario (kW/m^3) en las EDAR en función de la población equivalente recogida (h-e) (IDEA, 2010).....	137
Tabla 4. Consumo unitario por tecnología empleada en la EDAR (Adaptado de Ferrer et al., 2016).....	142
Tabla 5. Consumo unitario para distintas EDAR de la Comunidad de Madrid en función de la eliminación de nutrientes (Adaptado de Ferrer et al., 2016).....	144
Tabla 6. Consumo unitario de las EDAR de EEUU en función del grado de depuración exigido (Adaptado de Cooley y Wilkinson, 2012).....	145
Tabla 7. Ejemplos de EDAR energéticamente autosuficientes con la población recogida teniendo en cuenta un consumo por h-e de 200 l/día y el grado de autosuficiencia (Adpatado de Hao et al., 2015, Gandiglio et al., 2017 y Gu et al., 2017).....	147
Tabla 8. Composición de la materia orgánica en el ARU (Adaptado de Ødegaard, 2016).....	152
Tabla 9. Composición y producción de biogás de diferentes sustratos (IDEA, 2007).	160

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Parametrización del consumo unitario (kWh/m^3) en las EDAR en función de la población equivalente recogida (Log(h-e))(Adaptada de Albadalejo-Ruiz y Albadalejo-Falcó, 2015).....	135
Figura 2. Parametrización del consumo unitario (kW/h-e) en las EDAR en función de la población equivalente recogida (Log(h-e))(Adaptada de Albadalejo-Ruiz y Albadalejo-Falcó, 2015).....	135
Figura 3. Consumo unitario (kWh/m^3) en las EDAR en función de la población equivalente recogida (h-e) (Adaptada de Albadalejo-Ruiz y Albadalejo-Falcó, 2015) ..	136
Figura 4. Consumo unitario (kW/h-e) en las EDAR en función de la población equivalente recogida (h-e) (Adaptada de Albadalejo-Ruiz y Albadalejo-Falcó, 2015) ..	136
Figura 5. Consumo unitario (kW/m^3) en las EDAR en función de la población equivalente recogida (h-e)(IDEA, 2010)	137
Figura 6. Esquema típico de una EDAR convencional con DA y CHP	139
Figura 7. Consumo energético en las etapas de una EDAR (Adaptado de Gu et al., 2017).	140
Figura 8. Variación del consumo energético en las EDAR de EEUU en función del tamaño y la tipología (Adpatada de Gu et al., 2017)	144
Figura 9. Medidas para aumentar la eficiencia energética de las EDAR y sus repercusiones sobre el consumo energético de la EDAR (Adaptada de Lazarova et al., 2012)	147
Figura 10. Etapas y productos que intervienen en la DA.....	154
Figura 11. Esquema de la tecnología de pretratamiento de fango por hidrólisis térmica en continuo Aqualysis	158
Figura 12. Caracterización relativa para la coDA de diferentes sustratos (Adpatado de IDAE, 2007)	159
Figura 13. Producción de biogás y potencial específico de producción de metano para diferentes sustratos (Adpatado de Shen et la., 2015)	160
Figura 14. Proceso Anammox en el ciclo del nitrógeno (Wehrle, 2015).....	165
Figura 15. Proceso Biomox de la EDAR Postdam Nord en Alemania (Wehrle, 2015) .	167
Figura 16. Diferencias entre un tratamiento anaerobio y un tratamiento aerobio con DA por cada m^3 de ARU tratada, en la producción de metano en el tratamiento primario y secundario (a), en la producción de fango en el tratamiento primario y secundario (b) y en la producción y consumo de electricidad (c) (Adaptada de McCarty et al., 2011)	171
Figura 17. Configuración típica de un AnMBR mediante membranas sumergidas en un tanque externo (Robles et al., 2018)	171

TABLA DE ABREVIATURAS

ACA: Agencia Catalana del Agua
ANAMMOX: Oxidación Anaerobia de Amonio
AnMBR: Reactor Anaerobio de Membrana
ARU: Aguas Residuales Urbanas
CYII: Canal de Isabel II
CEIT-IK4: Centro de Estudios e Investigaciones Técnicas de Gipuzkoa
CEPAL: Comisión Económica para América Latina y el Caribe
CHP: Sistema de Cogeneración
CIA: Ciclo Integral del Agua
coDA: Codigestión Anaerobia
DA: Digestión Aerobia
DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno de 5 días
DQO: Demanda Química de Oxígeno
DMA: Directiva Marco del Agua
EDAR: Estación Depuradora de Aguas Residuales
EEUU: Estados Unidos de América
EF: EDad del Fango
EOINET: Red Europea de Información y Observación del Medio Ambiente
FA: Fangos Activados
FORSU: Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos
GEI: Gases de Efecto Invernadero
h-e: Habitantes Equivalente
MFC: Celdas de Combustible Microbianas
ONU: Organización de las Naciones Unidas
SBR: Reactor Biológico Secuencial
SST: Sólidos Suspendidos Totales
TRH: Tiempo de Retención Hidráulico
UE: Unión Europea

UNESCO: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, La Ciencia y La Cultura
UV: Rayos Ultravioleta
VLE: Valores Límite de Emisión

RESUMEN

Debido a la creciente preocupación por el ahorro energético, en el presente trabajo se realiza una revisión bibliográfica de diversos estudios relacionados con el consumo de energía asociado a la depuración de aguas residuales urbanas (ARU), analizando las tendencias que se están implementando actualmente, relacionadas con el incremento de la eficiencia energética y el aumento del grado de autosuficiencia energética.

En el estudio del consumo energético en la depuración se analiza la considerable contribución del consumo energético de la depuración al consumo energético nacional y los consumos unitarios medios en distintos países, junto a la evolución del consumo de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) en función del tamaño de las mismas, observándose una disminución exponencial al aumentar el tamaño, de la tecnología empleada, básicamente en relación con sus distintas necesidades de aireación, y de los valores límite de emisión (VLE) impuestos, aumentando el consumo energético con la necesidad de eliminar nutrientes y el cumplimiento de límites de vertido más restrictivos.

Posteriormente se analizan las tendencias para incrementar la eficiencia energética de las EDAR y aumentar el grado de autosuficiencia energética de las mismas, desde dos ámbitos diferenciados: minimizar el consumo energético y maximizar la recuperación de

energía del ARU. Se analizan las opciones de optimización del sistema de aireación, por ser el gran consumidor de energía en las instalaciones, y las opciones de optimización de las plantas con digestión anaerobia (DA) y sistema de cogeneración (CHP), mediante la maximización de la obtención de biogás y por tanto de electricidad, a través de maximizar la obtención de fango primario para aumentar la carga orgánica enviada al digestor, utilizar pretratamientos del fango para acelerar la etapa de hidrólisis y utilizar la codigestión junto a otros residuos orgánicos para aumentar la carga orgánica enviada al digestor.

Por último, se recogen otras tendencias como la realización de auditorías energéticas, la optimización de los sistemas de bombeo, el empleo de fuentes de energía renovable como las energías fotovoltaica e hidráulica, el aprovechamiento de la energía térmica del agua, la utilización de celdas de combustible microbiano, el uso de microalgas y el empleo de tecnologías anaerobias de depuración.

1. INTRODUCCIÓN

La creciente preocupación mundial sobre el Cambio Climático, directamente relacionado con el Calentamiento Global que los Gases de Efecto Invernadero (GEI) obtenidos de la combustión de combustibles generan, la contaminación atmosférica, que genera en el mundo un importante problema de salud pública, el precio de la energía y, en algunos países como España, la fuerte dependencia energética del exterior, 72,9% (INE, 2014), ha

hecho surgir una conciencia ciudadana y gubernamental cada vez mayor sobre la importancia del ahorro energético.

En Europa la *Estrategia Energética 2020* plantea los objetivos de disminuir el 20% los GEI e incrementar el 20% la eficiencia energética respecto a los niveles de 1990. La revisión de la estrategia energética europea, *Estrategia Energética 2030*, amplía los objetivos inicialmente propuestos hasta la disminución del 40% de los GEI y el aumento del 27% de la eficiencia energética (objetivo revisable en el año 2020 para elevarlo al 30%). La *Directiva 2012/27/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 25 de octubre de 2012, relativa a la eficiencia energética, por la que se modifican las Directivas 2009/125/CE y 2010/30/UE, y por la que se derogan las Directivas 2004/8/CE y 2006/32/CE*, se aprobó para dotar de normativa de obligado cumplimiento para los estados miembros de la Unión Europea (UE), con objeto de fomentar la eficiencia energética en el seno de la UE y establecer acciones concretas que permitan alcanzar el ahorro energético previsto.

En España, el *Real Decreto 56/2016, de 12 de febrero, por el que se transpone la Directiva 2012/27/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 25 de octubre de 2012, relativa a la eficiencia energética, en lo referente a auditorías energéticas, acreditación de proveedores de servicios y auditores energéticos y promoción de la eficiencia del suministro de energía*, es de aplicación para

gran parte de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) españolas, puesto que aplica a las empresas que cuenten con al menos 250 trabajadores o a aquellas que sin cumplir el requisito anterior tengan un volumen de negocio que exceda los 50 millones de euros, y obliga a someterse cada cuatro años a una auditoría energética, que cubra al menos el 85% del consumo total de energía del conjunto de instalaciones ubicadas en territorio nacional, o, en su defecto, a implantar un sistema de gestión energética o ambiental.

Con la lenta y tardía pero progresiva implementación de la *DIRECTIVA DEL CONSEJO de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (91/271/CEE)*, a través del *Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales (1995-2005)*, el posterior *Plan Nacional de Calidad de las Aguas: Saneamiento y Depuración (2007-2015)* y los actuales *Planes Hidrológicos de las distintas Demarcaciones Hidrográficas*, España se ha dotado de un gran número de EDAR, que tratan las aguas residuales generadas por el 90% de la población (Mantecón et al., 2014). Según los datos reportados por España a la Comisión Europea el 18 de julio de 2018, accesibles en el portal web de la Red Europea de Información y Observación del Medio Ambiente (EIONET), España cuenta con un total de 2.264 EDAR de más de 2.000 habitantes equivalentes (h-e) en funcionamiento, además de 17 instalaciones en construcción y 36 proyectadas.

Históricamente el diseño de las EDAR se ha realizado con el objetivo casi exclusivo de cumplir los VLE impuestos por la normativa para los contaminantes característicos de las ARU, sin introducir en el proceso de diseño el consumo energético como una de las variables importantes. En esto la Administración siempre ha jugado un papel inhibitor importante, puesto que en muchos casos la licitación para la implantación de una nueva EDAR recoge el diseño, la construcción y la puesta en marcha, pero no un contrato de explotación a largo plazo, que, en su caso, supondría un acicate para construir EDAR que minimicen el consumo energético, debido a que el consumo energético puede suponer más del 33% (Mantecón et al., 2014; Albaladejo Ruiz y Albaladejo Falcó, 2015) de los costes totales de operación y mantenimiento de la instalación. Así mismo, en muchas de las adjudicaciones de explotación que realiza la Administración el gasto energético no se incluye en el contrato, puesto que el ente gestor del saneamiento suele contar con un contrato global de electricidad para todas sus instalaciones, por lo que el ahorro energético no supone ningún revulsivo para la empresa adjudicataria.

En España en las últimas décadas el consumo energético asociado a la depuración de las ARU se ha visto ampliamente incrementado, en menor medida por el aumento del 20% de la población Española producido durante las tres últimas décadas (INE, 2018) y, en mayor medida, tanto por el aumento del número de EDAR anteriormente mencionado, como por

los cambios normativos sufridos, en particular la implementación de la Directiva Marco del Agua (DMA), Directiva 2000/60/CE, que han hecho crecer de forma importante las zonas declaradas sensibles por riesgo de eutrofización y, por lo tanto, la necesidad de eliminar nutrientes, con el consiguiente aumento del gasto energético asociado. Como se analizará más adelante, en la actualidad el consumo energético de las EDAR puede suponer una parte importante del consumo energético de las instalaciones de las distintas fases del ciclo integral del agua (CIA), como sucede en la Comunidad de Madrid donde supone el 59,1% (Ferrer et al., 2016), y la nada desdeñable cifra del 1% del consumo energético nacional (IDAE, 2010).

Por todo ello, si bien se considera de vital importancia contar con sistemas de depuración que minimicen el impacto que la actividad humana genera sobre la calidad de las aguas de los medios receptores y, por tanto, sobre los ecosistemas asociados, cada día cobra una mayor relevancia que la depuración de las aguas residuales se desarrolle de una forma sostenible desde el punto de vista energético, mediante el empleo de instalaciones diseñadas con la eficiencia energética como una de las variables importantes de diseño. Es por ello, que se considera de interés el estudio del consumo de energía empleado en la depuración de las aguas residuales y de algunas de las tendencias actuales para mejorar la eficiencia y aumentar el grado de autosuficiencia energética en las EDAR.

2. OBJETIVOS

Habida cuenta de la importancia del ahorro energético en la depuración de las aguas residuales a la que se ha aludido en el apartado anterior, en el presente trabajo fin de máster se plantean los objetivos principales siguientes:

- Analizar el consumo energético asociado a la depuración de aguas residuales en función del tamaño de la EDAR, del tipo de tecnología empleada en la misma y de los VLE impuestos.
- Estudiar aquellas tendencias para aumentar la eficiencia energética en las EDAR y aumentar el grado de autosuficiencia energética, que se consideran de mayor importancia por su potencial de ahorro energético o de aplicabilidad en las instalaciones existentes.

3. CONSUMO ENERGÉTICO EN LA DEPURACIÓN

Diversos estudios realizados tanto a nivel internacional como a nivel nacional han puesto de manifiesto el elevado consumo energético asociado a las distintas etapas del CIA y, en particular, en la etapa de depuración de las aguas residuales, donde en muchos casos se consume la mayor cantidad de energía asociada al CIA (Ferrer et al., 2016), exceptuando los usos finales del agua, tales como el bombeo y la distribución de agua potable en el interior de los inmuebles, la obtención de agua caliente sanitaria, etc.

El estudio que se puede considerar pionero y supuso una llamada de atención sobre la importancia que tiene el consumo de energía en el CIA (Klein et al., 2005) se realizó sobre el binomio agua energía en el Estado de California, utilizando datos de la Comisión de la Energía del Estado de California del año 2001. Las conclusiones del estudio establecían que el 19% de la electricidad y el 32% del consumo de gas natural en el Estado de California estaban asociados al uso del agua. Sin embargo, teniendo en cuenta exclusivamente el consumo en el ciclo urbano del agua y excluyendo los usos finales del agua, las cifras se reducían ampliamente hasta el 3,8% del consumo eléctrico y el 0,3% del consumo de gas natural del Estado de California. A su vez, los consumos de energía asociados al tratamiento del agua residual constituían el 0,8% del consumo de electricidad y el 0,2% del consumo de gas natural del Estado de California.

Posteriormente, el estudio realizado por American Water Works Association, (Carlson y Walburger, 2007), extendió el ámbito de la investigación al conjunto de los Estados Unidos de América (EEUU). Mediante la realización de encuestas a 1.723 sistemas de abastecimiento y 2.725 EDAR de más de 10.000 h-e, concluyó que el consumo de energía en las instalaciones asociadas al CIA, sin tener en consideración los usos finales, representaba el 3% del consumo energético nacional.

La recopilación bibliográfica realizada por la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) para la Organización de las Naciones Unidas (ONU), (Ferro y Lentini, 2015), establece que según Silva Vieira (2012) en Brasil el consumo energético asociado al CIA supone el 2,4% del consumo energético nacional y según Hoffman (2012) el 7% del consumo mundial de energía se emplea en el CIA.

Asimismo, la recopilación llevada a cabo por Gu et al. (2017) establece que el consumo energético asociado a la depuración de aguas residuales respecto del consumo energético nacional es el 0,6% en EEUU (Wang et al., 2012), el 0,7% en Alemania (Wang et al., 2012), el 0,25% en China (Wang et al., 2012), el 0,5% en Corea del Sur (Chae y Kang, 2013), el 1% en Suecia (Olsson, 2012) y el 10% en Israel (Chae y Kang, 2013).

A nivel nacional también existen diversos estudios relacionados con el consumo de energía en el CIA. Quizá merezca especial mención el realizado por el Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía, (IDAE, 2010), en el que tras el estudio de 617 EDAR concluye, entre otras muchas cosas, que el consumo energético asociado a la depuración de las ARU del país constituye el 1% del consumo energético nacional. Dato que cuadra perfectamente hoy en día, si se tiene en cuenta el consumo unitario medio de las EDAR establecido en el estudio, 0,67 kWh/m³, el caudal anual de aguas depuradas en España, 4.097 Hm³/año (AEAS, 2017), y el

consumo eléctrico anual del Estado, 268.505 GWh (REE, 2017).

A su vez, según Hardy et al. (2012) el consumo energético español asociado al ciclo urbano del agua corresponde con el 3,9% del consumo energético nacional y el consumo energético asociado a la depuración de las aguas residuales con el 0,9%.

A nivel de comunidad autónoma, cabe destacar el estudio sobre la huella energética en el CIA en la Comunidad de Madrid, realizado por el Canal de Isabel II (CYII), (Ferrer et al., 2016), donde se establece que el consumo de energía en el ciclo urbano del agua que el CYII tiene en la Comunidad de Madrid, corresponde con el 1,5% del total de electricidad consumida en la Comunidad.

A modo de resumen se incluye la Tabla 1, donde se representa el consumo energético del CIA y de la depuración de ARU respecto del consumo energético global para las regiones consideradas. Se pueden observar diferencias importantes entre los porcentajes de energía asociados al CIA y a la depuración de ARU, especialmente este último. Cabe destacar el caso de China, donde la depuración de ARU solamente supone el 0,25% del consumo energético nacional, debido tanto al elevado consumo energético del país, derivado entre otras cosas de la elevada industrialización, como a la escasa implantación de sistemas de saneamiento y depuración, especialmente en zonas rurales del país y pequeñas ciudades. Esta última conclusión se confirma si se

comparan los datos con los de la Tabla 2 que se incluirá posteriormente, puesto que China presenta un consumo unitario de las EDAR superior al de su vecina Corea del Sur y el consumo asociado a la depuración de las ARU respecto del consumo energético nacional es la mitad. Por el extremo contrario destaca el

dato de Israel, con un consumo asociado a la depuración de ARU del 10%, seguro que, en parte, relacionado con el tratamiento de regeneración que aplica de forma generalizada a sus ARU para poder reutilizarlas, debido a la escasez hídrica que sufre el país.

Tabla 1. Consumo energético del CIA y la depuración respecto del consumo total.

Región	Consumo energético del CIA (%)	Consumo energético de la depuración (%)
Alemania	s.d.	0,7
Brasil	2,4	s.d.
California	4,1	1
China	s.d.	0,25
Comunidad de Madrid	1,5	s.d.
Corea del Sur	s.d.	0,5
EEUU	3	0,6
España	3,9	1
Israel	s.d.	10
Mundo	7	s.d.
Suecia	s.d.	1

En cualquier caso, los diversos estudios ponen de manifiesto el elevado consumo energético asociado a la depuración de ARU, por lo que se considera importante realizar el análisis de los consumos unitarios actuales de las EDAR en distintas regiones del planeta y el potencial de reducción del consumo energético relacionado, en función de las diversas variables que le afectan.

En el estudio realizado por Klein et al. (2005) se concluye que el consumo unitario de las EDAR del Estado de California, expresado como la energía consumida por cada metro cúbico de ARU tratado, oscila entre 0,29 kWh/m³ y 1,21 kWh/m³, pudiéndose

considerar el consumo promedio para todo el Estado en 0,66 kWh/m³.

En el estudio realizado por WateReuse Research Foundation, (Cooley y Wilkinson, 2012), para el conjunto de los EEUU, en el que se analizaron los datos de 266 EDAR de más de 5.700 m³/día, 28.500 h-e considerando una dotación de 200 l/h-e*día, se concluye que el consumo unitario de las EDAR de EEUU oscila entre 0,254 kWh/m³ y 0,819 kWh/m³. Asimismo, la publicación de Gu et al. (2017) recopila los datos de diversos autores sobre el consumo unitario de las EDAR en diferentes países: 0,52 kWh/m³ en EEUU (Wang et al., 2012), entre 0,40 kWh/m³ y 0,43 kWh/m³ en Alemania (Wang et al., 2012), 0,31 kWh/m³

en China (Wang et al., 2012), entre 0,079 kWh/m³ y 0,41 kWh/m³ en Sudáfrica (Wang et al., 2012), 0,243 kWh/m³ en Corea del Sur (Chae y Kang, 2013), 0,42 kWh/m³ en Suecia (Olsson, 2012), 0,52 kWh/m³ en Suiza (Hernández-Sancho et al., 2011) y 0,304 kWh/m³ en Japón (Yang et al., 2010).

A nivel nacional el estudio realizado por IDAE (2010), a través de una estimación en función de la potencia instalada en todas las EDAR, considera que el consumo unitario medio de la depuración de ARU en España es 0,67 kWh/m³, si bien se estima que la optimización energética de las EDAR existentes, podría significar una reducción en el consumo del 17,5% y el consumo medio podría pasar a ser 0,55 kWh/m³. A su vez, Hardy et al. (2012) indica que el consumo unitario de las EDAR en España es 0,53 kWh/m³ oscilando entre 0,41 kWh/m³ y 0,61 kWh/m³.

A nivel regional, en España se han realizado diferentes estudios del consumo energético de las EDAR. Simón et al. (2012) estudió el consumo energético de 90 EDAR de la Región de Murcia, en su mayoría compuestas por sistemas de fangos activados (FA) en aireación prolongada con eliminación de nitrógeno y el 58% con sistemas de tratamiento terciarios para la reutilización de las aguas, y concluyó que el consumo unitario medio de las mismas era de 0,55 kWh/m³. Albaladejo-Ruiz y Albaladejo-Falcó (2015) estudiaron 538 EDAR de la Comunidad Valenciana y de la Región de Murcia, en su

mayoría formadas por sistemas de FA en aireación prolongada con procesos de eliminación de nutrientes (principalmente nitrógeno) y con tratamientos terciarios de regeneración, concluyendo que el consumo unitario medio de las EDAR de la región era 0,43 kWh/m³. Ferrer et al. (2016) concluye que el consumo unitario medio de las EDAR de la Comunidad de Madrid era 0,33 kWh/m³.

Por último, el informe realizado por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, La Ciencia y la Cultura (UNESCO), (UNESCO, 2014), establece que a nivel mundial el consumo energético unitario de las EDAR varía entre 0,62 kWh/m³ y 0,87 kWh/m³.

Como resumen se muestra la Tabla 2, donde se representa el consumo energético unitario medio de las EDAR de distintas regiones, medido como el consumo energético por cada metro cúbico de agua tratado.

A simple vista el análisis de los datos de la Tabla 2 no arroja conclusiones importantes, puesto que el consumo energético unitario depende de diversas variables, que sería necesario analizar en profundidad en cada uno de los casos para poder sacar conclusiones fiables. Sin embargo, teniendo en cuenta que, como se mostrará más adelante, muchas de las EDAR disponen de potencial para ser energéticamente autosuficientes, la Tabla 2 muestra el recorrido que se debe afrontar para integrar a la depuración de las aguas residuales en una economía circular, que se

basa en los principios de reutilización, recuperación y reciclaje, y fomenta maximizar

el potencial del agua residual como fuente de recursos.

Tabla 2. Consumo energético unitario de las EDAR de distintas regiones

Región	Consumo energético unitario (kWh/m³)
Alemania	0,40-0,43
California	0,66 (0,29-1,21)
China	0,31
Comunidad de Madrid	0,33
Corea del Sur	0,243
EEUU	0,52 (0,254-0,819)
España	0,53
Japón	0,304
Levante Español	0,43
Mundo	0,62-0,87
Región de Murcia	0,55
Sudáfrica	0,079-0,41
Suecia	0,42
Suiza	0,52

Como se ha mencionado anteriormente, el consumo energético de las EDAR depende de diversas variables, entre las que destaca el tamaño de la instalación, la tecnología de depuración empleada y los requerimientos de calidad impuestos al efluente (Klein et al., 2005), por lo que a continuación serán objeto de estudio. Cabe destacar que la carga contaminante del influente es también una variable que afecta de forma importante al consumo energético de la EDAR (Albaladejo-Ruiz y Albaladejo-Falcó, 2015), sin embargo, como normalmente es una variable impuesta no se tendrá en cuenta en el estudio.

3.1. Consumo energético en función del tamaño de la EDAR

Una de las cuestiones que se plantea en la planificación hidrológica a la hora de diseñar los sistemas de saneamiento es si es más

adecuado construir una EDAR en cada núcleo urbano o unir varios núcleos, siempre que sea posible sin un coste económico y medioambiental elevado, para construir grandes EDAR. Desde un punto de vista hidrológico parece más adecuado implementar EDAR en cada núcleo urbano, con objeto de devolver el agua detraía al medio receptor lo antes posible y contribuir con ello a elevar el caudal del medio receptor y poder mantener o alcanzar el buen estado de la masa de agua. Sin embargo, analizado el problema medioambiental desde un punto de vista más global quizá la solución más adecuada pueda ser otra.

Antes que nada, para estudiar la influencia que tiene el tamaño de las EDAR sobre el consumo energético de las mismas, se considera necesario plantear la discusión

sobre cuál debería ser la variable de estudio. De forma generalizada los estudios establecen como variable a considerar el consumo energético unitario expresado como la energía consumida por cada metro cúbico de agua tratada, kWh/m³. Sin embargo, esa variable de estudio no tiene en cuenta la carga contaminante del influente, por lo que los resultados de los estudios pueden verse sesgados por influentes que se encuentren especialmente diluidos, por recibir elevadas ratios de aguas pluviales, o especialmente concentrados por cualquier otro motivo. A priori parece lógico plantear una variable que aglutine tanto el caudal tratado como la carga contaminante, como podría ser el h-e, definido por la Directiva 91/271/CEE como *la carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno de 5 días (DBO₅) de 60 g de oxígeno por día*, y, además, el estudio realizado por Albaladejo-Ruiz y Albaladejo-Falcó (2015) concluye que kWh/h-e es la variable que mejor permite predecir mediante correlación los datos de consumo energético de las EDAR en función del tamaño de la misma. Sin embargo, quizá por la inercia de los estudios realizados anteriormente o porque la figura de h-e se trata de una adopción normativa europea que puede no ser aplicada o no hacerlo de igual forma en todas las regiones del planeta, la mayoría de estudios utilizan como variable de estudio el kWh/m³, por lo que será la que se use en este caso.

Diversos estudios han analizado cuál es la influencia que el tamaño de la EDAR tiene sobre el consumo unitario de las EDAR. Merece especial mención el realizado por Albaladejo-Ruiz y Albaladejo-Falcó (2015), puesto que se sustenta sobre un número de EDAR que se puede considerar elevado, 538, y, sobre todo, las EDAR consideradas son conceptualmente muy similares, por lo que se elimina la interferencia que podría generar la diferente tipología de las EDAR, puesto que, como se ha mencionado anteriormente, es otra variable que afecta de forma importante al consumo energético de las EDAR. Con objeto de parametrizar el consumo energético unitario en función del tamaño de la EDAR se han agrupado todos los datos en distintos histogramas que agrupan la población estadística en grupos similares, se han utilizado gráficas con el eje de abscisas en unidades logarítmicas para obtener una mejor correlación y se han analizado los coeficientes de correlación de cada una de las variables, obteniéndose, como se ha mencionado anteriormente y se puede apreciar en las Figuras 1 y 2, que la mejor correlación se obtiene utilizando kWh/h-e como la variable a analizar para el consumo unitario, si bien con la variable kWh/m³ se obtiene una correlación suficientemente buena.

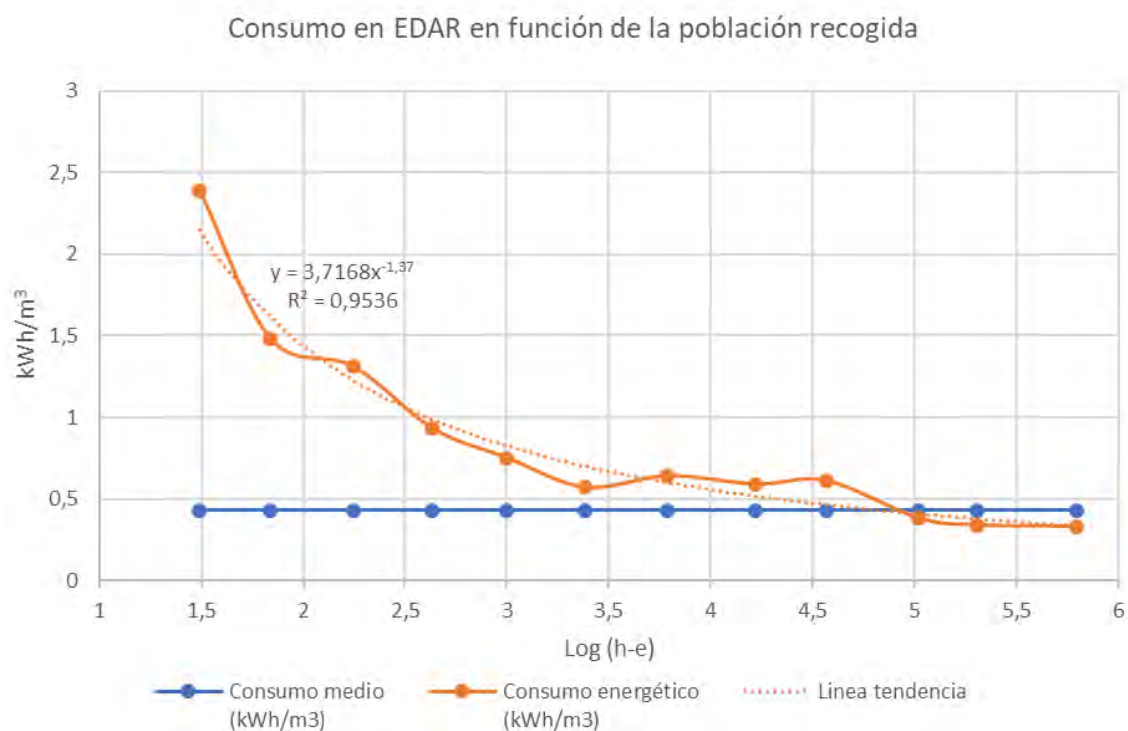


Figura 1. Parametrización del consumo unitario (kWh/m³) en las EDAR en función de la población equivalente recogida (Log(h-e)) (Adaptada de Albaladejo-Ruiz y Albaladejo-Falcó, 2015)

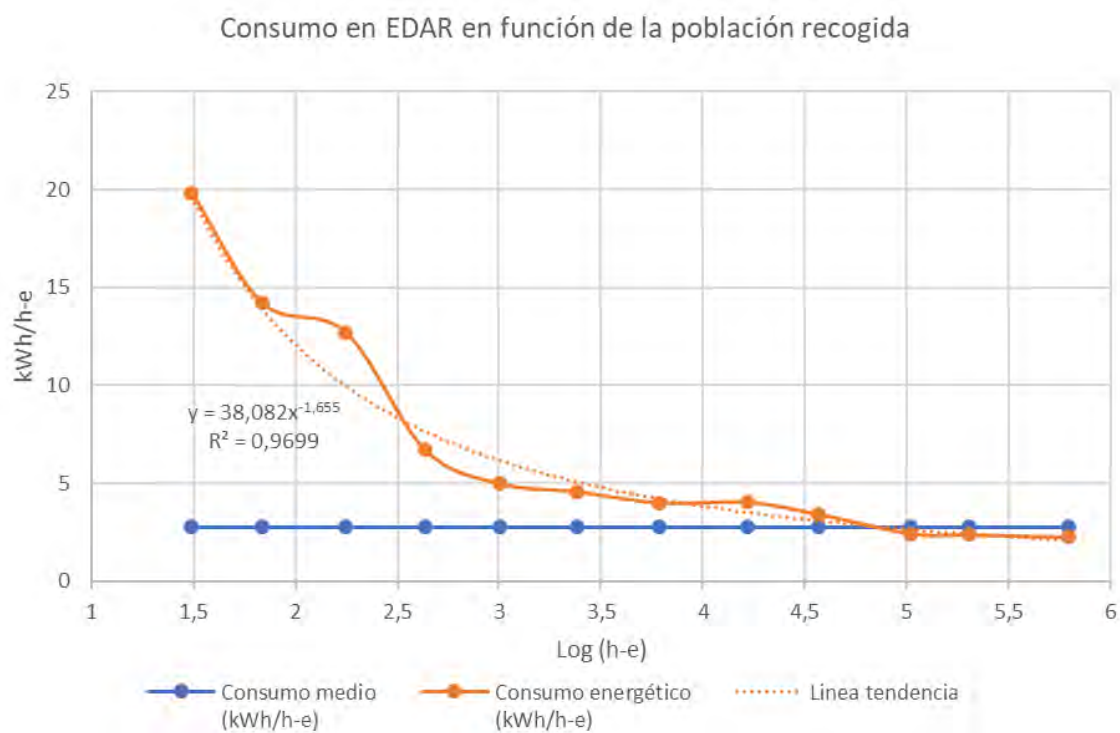


Figura 2. Parametrización del consumo unitario (kW/h-e) en las EDAR en función de la población equivalente recogida (Log(h-e)) (Adaptada de Albaladejo-Ruiz y Albaladejo-Falcó, 2015)

Se puede apreciar de forma clara cómo el consumo energético disminuye de forma exponencial a medida que aumenta el tamaño

de la EDAR. Como se aprecia en las Figuras 3 y 4, para EDAR mayores de 100.000 h-e el consumo unitario es inferior a la media

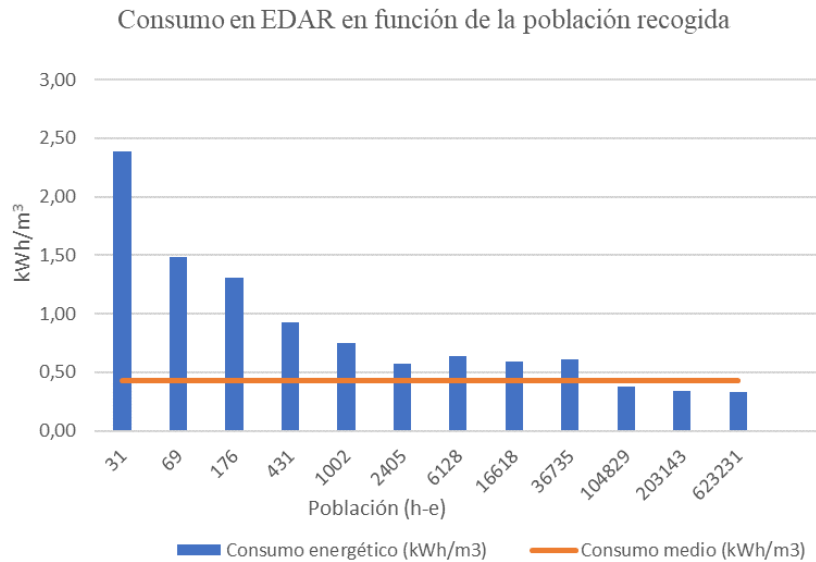


Figura 3. Consumo unitario (kWh/m^3) en las EDAR en función de la población equivalente recogida (h-e) (Adaptada de Albaladejo-Ruiz y Albaladejo-Falcó, 2015)

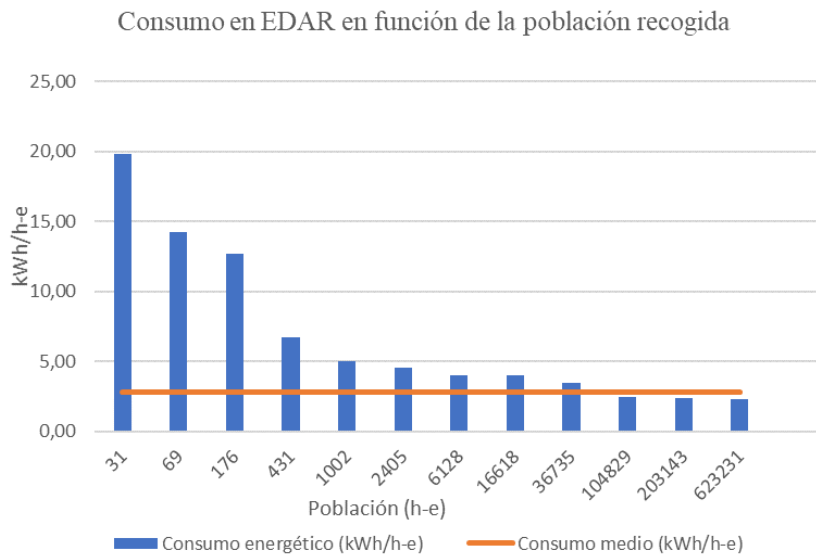


Figura 4. Consumo unitario (kW/h-e) en las EDAR en función de la población equivalente recogida (h-e) (Adaptada de Albaladejo-Ruiz y Albaladejo-Falcó, 2015)

El estudio realizado por IDAE (2010) al ser más heterogéneo en cuanto a la tipología de las EDAR, muestra unos resultados diferentes para EDAR de menos de 100 h-e, Figura 5 y Tabla 3, pues gran parte de ellas están compuestas por fosas sépticas, en ocasiones con filtros biológicos, que normalmente

funcionan por gravedad. En cualquier caso, se aprecia igualmente la disminución exponencial del consumo energético con el aumento del tamaño de la EDAR y la disminución importante en instalaciones de más de 100.000 h-e.

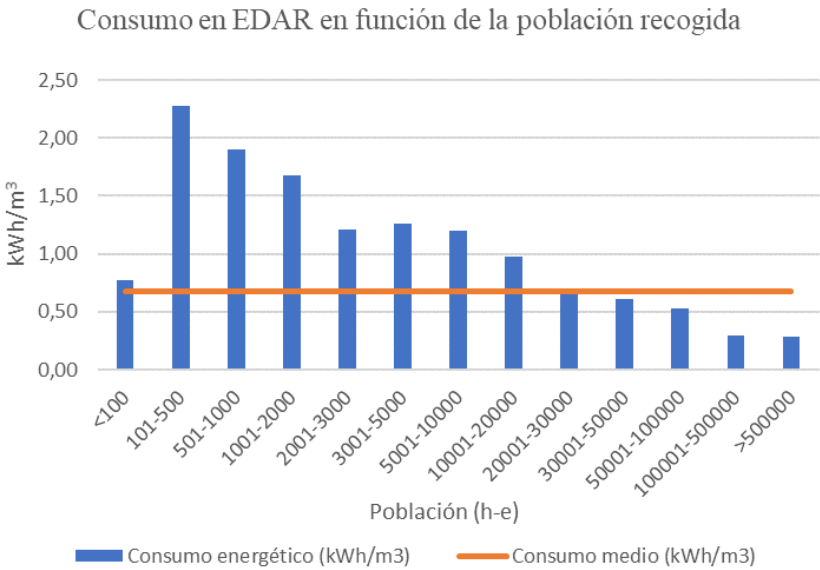


Figura 5. Consumo unitario (kW/m³) en las EDAR en función de la población equivalente recogida (h-e) (IDAE, 2010)

Tabla 3. Consumo unitario (kW/m³) en las EDAR en función de la población equivalente recogida (h-e) (IDAE, 2010)

Tamaño población (habitantes)	Consumo energético (kWh/m³)
<100	0,77
101-500	2,28
501-1000	1,90
1001-2000	1,68
2001-3000	1,21
3001-5000	1,26
5001-10000	1,20
10001-20000	0,97
20001-30000	0,67
30001-50000	0,61
50001-100000	0,53
100001-500000	0,30
>500000	0,29
Media	0,67

La publicación de Gu et al. (2017) muestra los resultados de tres estudios realizados en EEUU, Japón y China, donde se estudia la influencia del tamaño de la EDAR en el consumo energético unitario para distintas tipologías de EDAR y en todos los casos se aprecia una disminución exponencial del consumo energético unitario al aumentar el tamaño de la EDAR.

Queda suficientemente probado, por lo tanto, que el tamaño de una EDAR es una variable que afecta de forma exponencial al consumo energético unitario de las mismas, debido a las sinergias asociadas a la economía de escala (Albaladejo-Ruiz y Albaladejo-Falcó, 2015) y a que en las EDAR pequeñas los bombeos y el pretratamiento se sobredimensionan, porque se diseñan con criterios de robustez, y la aireación se utiliza para la doble función de oxigenar y mezclar, sin instalar sensores de control de la aireación (IDAE, 2010). Asimismo, en las instalaciones de más de 100.000 h-e el consumo energético es sustancialmente inferior al resto, debido a que se instalan sistemas de DA de fangos (IDAE, 2010) y se permite rentabilizar la implantación de un CHP para el aprovechamiento energético del biogás producido en la DA (Albaladejo-Ruiz y Albaladejo-Falcó, 2015).

Tampoco se debe pasar por alto que los efectos de la economía de escala también aplican al resto de costes de explotación, como los costes de la mano de obra de los

empleados, los costes de los productos y los costes generales, por lo que, desde un punto de vista económico, siempre que sea posible, se debe tender a construir EDAR que aglutinen el mayor caudal de aguas residuales posible.

Por todo ello, se considera necesario incluir la relación exponencial del consumo energético unitario de las EDAR con respecto al tamaño de la misma como una variable más a considerar en la planificación hidrológica, con objeto de que la implantación de nuevas EDAR se realice con criterios medioambientales sostenibles desde un punto de vista global y no exclusivamente con criterios hidrológicos, debido al efecto medioambiental positivo que genera la disminución del consumo energético unitario, tanto en la contaminación atmosférica como en la contribución al Calentamiento Global y al Cambio Climático.

3.2. Consumo energético en función del tipo de tecnología empleada en la EDAR

Existen muy diversas tipologías de EDAR en cuanto a la tecnología empleada. En la Figura 6 se muestra un esquema o flujograma que incluye las diversas etapas de una EDAR convencional, con un tamaño suficiente para que sea económicamente viable el tratamiento de los fangos por DA y el aprovechamiento del biogás producido mediante un CHP.

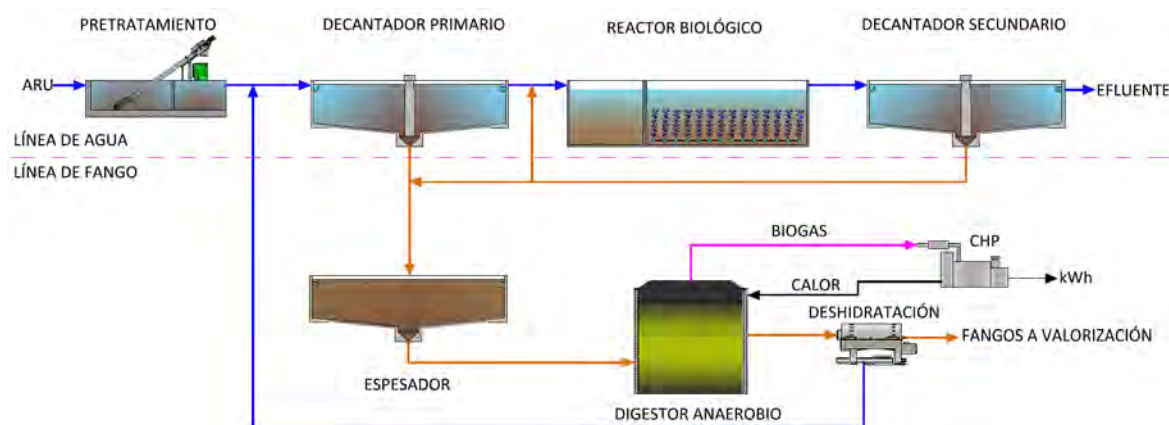


Figura 6. Esquema típico de una EDAR convencional con DA y CHP.

Aunque el flujograma de una EDAR es único e interrelaciona todas las etapas existentes en la instalación, se suele subdividir en la línea de agua y la línea de fango.

La línea de agua frecuentemente está compuesta por las siguientes etapas:

- **Pretratamiento.** Comúnmente compuesto por desbaste, desarenado y desengrasado, con objeto de eliminar sólidos gruesos, arenas y flotantes.
- **Decantación primaria.** Se puede optar por una decantación convencional o una decantación asistida con la adición de sustancias coagulantes y floculantes. Se instala para eliminar los sólidos que más fácilmente decantan y evitar así ser conducidos al tratamiento biológico para su tratamiento aerobio.
- **Tratamiento biológico.** Compuesto por un reactor biológico, que aunque su tipología puede ser muy diversa se utilizan mayoritariamente sistemas de FA en sus diversas configuraciones, y un decantador secundario, que

permite separar el fango, para enviarlo a la línea de fango, del agua clarificada, para poder ser vertida al medio receptor o sometida a un tratamiento terciario de desinfección o regeneración. Cuando la normativa exige la eliminación de nutrientes frecuentemente se utiliza en el reactor biológico una etapa anóxica previa a la etapa óxica, para permitir la desnitrificación y eliminar biológicamente nitrógeno, y una etapa anaerobia previa a la anóxica, para eliminar biológicamente fósforo.

La línea de fango:

- **Espesamiento.** Normalmente los fangos primarios son espesados por gravedad y los secundarios por flotación, con objeto de reducir su volumen y el grado de humedad.
- **DA.** Los fangos son estabilizados aumentando el grado de mineralización y disminuyendo la fracción de sólidos volátiles (SV), minimizando la actividad del mismo

desde el punto de vista biológico. En la DA se produce gas metano, que se puede utilizar en sistemas de cogeneración para generar electricidad y abastecer de calor a los propios digestores.

- **Deshidratación.** La deshidratación permite alcanzar un grado de humedad suficientemente bajo para poder ser posteriormente gestionados mediante el uso en agricultura, la incineración, el envío a vertedero, etc.

Como se aprecia en la Figura 7, los mayores consumos de energía que se producen en una EDAR están asociados a la aireación del reactor biológico, donde se consume en torno al 60% de la energía total consumida en la EDAR, a los diversos bombeos de agua y fango existentes en la planta, donde se consume en torno al 13%, y al calentamiento de los digestores anaerobios, donde se consume el 11%.

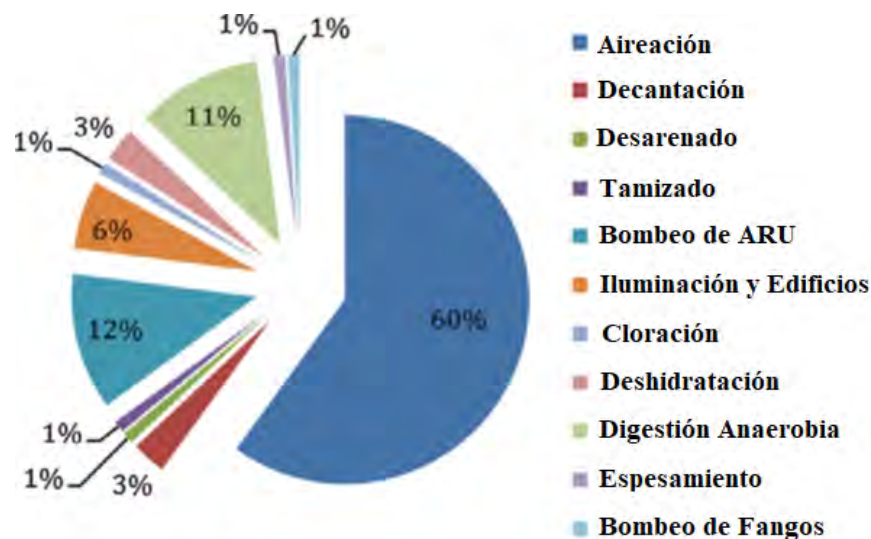


Figura 7. Consumo energético de las etapas de una EDAR (Adaptada de Gu et al., 2017).

Como se ha mencionado anteriormente, la tipología de las EDAR es muy diversa y, además, suele estar condicionada, entre otros factores, por el tamaño de la instalación. Para instalaciones de pequeñas aglomeraciones urbanas de hasta 1.000 h-e se suelen utilizar soluciones extensivas, como humedales artificiales, filtros verdes, etc., especialmente en países como Francia donde esta tecnología está fuertemente arraigada, o sistemas de biopelícula, como lechos percoladores,

biodiscos, etc., cuyos consumos energéticos son claramente inferiores a los de los FA por no ser necesario disponer de sistemas de aireación. Sin embargo, también se suelen instalar EDAR prefabricadas compuestas por sistemas de FA en aireación prolongada, que se instalan porque son sistemas robustos con los que se obtienen unos buenos rendimientos de depuración, ocupan poco espacio y no requieren de un gran mantenimiento. Sin embargo, la principal desventaja que muestran

es que presentan un elevado consumo energético.

Para aglomeraciones de entre 1.000 y 10.000 h-e se suelen construir EDAR de FA en obra civil, aunque la concepción y el diseño pueden ser muy diferentes (IDAE, 2010). Suelen abundar los sistemas de aireación prolongada, tipo carrusel o tanques de aireación superficial por turbinas o mediante difusores, en los que se prescinde del tratamiento primario y de la etapa de digestión de los fangos, puesto que son estabilizados aerobiamente en el reactor biológico. Sin embargo, como ya se ha mencionado en el párrafo anterior, los FA en aireación prolongada presentan consumo energético unitario elevado, debido, entre otras cosas, a la elevada edad del fango (EF) y al elevado tiempo de retención hidráulico (TRH) (Gu et al., 2017).

A partir de 10.000 h-e las EDAR que vierten sus aguas a zonas sensibles según la Directiva 91/271/CEE deben eliminar nutrientes, por lo que se comienzan a instalar sistemas de FA convencionales con etapa anóxica para eliminar nitrógeno y, en menos ocasiones puesto que el fósforo se puede eliminar mediante la adición de sustancias químicas para su precipitación como fosfatos, etapa anaerobia para eliminar fósforo biológicamente. La necesidad de eliminar nutrientes en las EDAR supone un aumento del consumo energético de las mismas, por las mayores necesidades de aireación y por la existencia de un mayor número de flujos de

recirculación y unidades de proceso (IDAE, 2010).

A partir de 100.000 h-e las EDAR suelen estar compuestas por sistemas de FA con DA y sistemas de aprovechamiento del biogás, tanto para proporcionar el calor necesario para el calentamiento de los digestores, como para generar electricidad. Los menores requerimientos de oxígeno que presenta el sistema de FA convencionales frente a la aireación prolongada, unido al aprovechamiento del biogás, provoca que el consumo unitario de este tipo de EDAR sea significativamente inferior, ayudado también por el efecto de economía de escala.

Con objeto de analizar cómo varía el consumo energético de las EDAR con respecto a la tecnología empleada en la misma, se han analizado diversas publicaciones. A nivel nacional el estudio realizado por IDAE (2010), aunque es muy amplio, no está enfocado a la comparación de los consumos unitarios de las diversas tecnologías, por lo que no resulta de validez. Sin embargo, el estudio realizado por Ferrer et al. (2016) sobre la Comunidad de Madrid, analiza el conjunto de EDAR y concluye que las EDAR de menos de 14.500 h-e están compuestas por tratamiento biológico mediante procesos de biopelícula y mediante FA en aireación prolongada, las EDAR de entre 14.500 y 90.000 h-e están formadas mayoritariamente por tratamiento biológico de FA convencionales con digestión aerobia o anaerobia, las EDAR de más de 90.000 h-e

disponen de tratamiento biológico de FA convencionales con DA y que los sistemas de aprovechamiento del biogás mediante cogeneración se comienzan a instalar en EDAR de más de 120.000 h-e y se encuentran presentes en todas las EDAR de mayor población equivalente.

En la Tabla 4 se recogen los datos del consumo unitario medio de cada una de las tecnologías, tanto en consumo por m³ de agua residual tratado, kWh/m³, como en consumo por kg de Demanda Química de Oxígeno (DQO) eliminada, kWh/Kg DQO. Resulta interesante comparar los resultados obtenidos en kWh/m³ y en kWh/Kg DQO, donde se

puede apreciar la influencia de la carga orgánica del influente en los resultados. De forma general las EDAR compuestas por FA en aireación prolongada son las que mayor consumo presentan y las que disponen de FA convencionales con DA y CHP las que menor. Las diferencias de los consumos entre las EDAR de FA con DA que cuentan con un CHP y las que no disponen de un CHP son sustanciales. Las EDAR con procesos de biopelícula tienen consumos relativamente bajos debido a la ausencia de sistemas de dosificación de aire. Los resultados de los consumos de las EDAR con digestión aerobia y anaerobia sin cogeneración no son muy concluyentes.

Tabla 4. Consumo unitario por tecnología empleada en la EDAR (Adaptado de Ferrer et al., 2016)

Tipología	Tamaño (h-e)	Consumo energético unitario (kWh/m ³)	Consumo energético unitario (kWh/kg DQO)
Procesos de biopelícula	350-14.500	0,23	0,81
Fangos activados en aireación prolongada	30-32.500	0,72	2,5
Fangos activados con digestión aerobia	6.250-90.000	0,55	2,14
Fangos activados con digestión anaerobia (sin cogeneración)	25.000-210.000	0,73	1,51
Fangos activados con digestión anaerobia (con cogeneración)	120.000-1.025.000	0,24	0,43

Ferro y Lentini (2015) establece que, según Feng et al. (2012), para grandes EDAR de EEUU, en torno a 1.900.000 h-e, el consumo energético unitario para tratamientos biológicos por biopelícula es 0,177 kWh/m³ y para tratamientos de FA convencionales entre 0,272 kWh/m³ y 0,314 kWh/m³.

La publicación de Gu et al. (2017) indica que los consumos energéticos unitarios de las EDAR con FA convencionales, según Bodik y Kubaská (2013), eran 0,46 kWh/m³ en

Australia, 0,269 kWh/m³ en China, entre 0,33 kWh/m³ y 0,60 kWh/m³ en EEUU y entre 0,3 kWh/m³ y 1,89 kWh/m³ en Japón. Para las EDAR con sistemas de FA en aireaciones prolongadas los consumos energéticos unitarios eran más elevados debido a la elevada EF: entre 0,5 kWh/m³ y 1,0 kWh/m³ en Australia (Plappally, 2012), 0,34 kWh/m³ en china y entre 0,43 kWh/m³ y 2,07 kWh/m³ en Japón (Yang et al., 2010). Para EDAR en China con Reactor Biológico Secuencial (SBR), según Yang et al. (2010) el consumo

energético unitario era 0,336 kWh/m³. Por último, para las EDAR con tecnología de biorreactor de membranas (MBR) los consumos energéticos unitarios son más elevados, debido al consumo derivado del uso de la membrana y podían oscilar entre 0,7 kWh/m³ y 1,6 kWh/m³ o incluso llegar hasta 2,5 kWh/m³. Sin embargo, existen EDAR con MBR, como la de Ulu Panda en Singapur, que mediante una adecuada optimización del proceso el consumo puede llegar a ser de 0,37 kWh/m³ (Tao et al. 2010).

Se confirma, por tanto, que la elección del tipo de tecnología afecta de forma importante al consumo energético de la EDAR, relacionado básicamente con las necesidades de aireación y con la existencia de DA con CHP.

3.3. Consumo energético en función de los VLE

Las exigencias normativas que se pueden imponer al vertido de cualquier EDAR para verter al medio receptor normalmente están relacionadas con la necesidad de eliminar nutrientes, nitrógeno y fósforo, por la catalogación de la masa de agua receptora como una zona sensible desde el punto de vista de la eutrofización, de acuerdo a la Directiva 91/271/CEE.

De manera ordinaria la eliminación de nitrógeno se realiza biológicamente mediante la nitrificación de los compuestos nitrogenados en la zona aerobia de la EDAR y la desnitrificación en una zona anóxica previa.

En una EDAR de FA, excepto en las instalaciones tipo carrusel, la eliminación de nitrógeno conlleva la instalación de una etapa anóxica previa a la etapa aerobia y de la introducción de una corriente de recirculación interna, desde la zona aerobia a la zona anóxica. Por lo tanto, de forma general la eliminación de nutrientes es un factor que aumenta el consumo energético de la EDAR, principalmente por el aumento de las necesidades de aireación en la zona aerobia, relacionadas con la elevada demanda de oxígeno del proceso de nitrificación (Ferrer et al., 2016), pero también por las necesidades de bombeo de la corriente de recirculación interna y las necesidades de agitación de la zona anóxica.

La eliminación biológica del fósforo se realiza introduciendo una etapa anaerobia previa a la etapa anóxica de desnitrificación, que desde el punto de vista energético supone tener que cubrir las necesidades de agitación de esa zona, por lo que el consumo energético de la EDAR también se ve perjudicado, aunque en menor cuantía que con el nitrógeno.

La revisión bibliográfica realizada muestra que de forma general la eliminación de nutrientes conlleva un aumento del consumo energético de la EDAR. Ferro y Lentini (2015) indican que según Feng et al. (2012), para grandes EDAR de EEUU, de en torno a 1.900.000 h-e, el consumo energético unitario para tratamientos de FA convencionales varía entre 0,272 kWh/m³ y 0,314 kWh/m³ y para instalaciones de FA con eliminación de

nutrientes es 0,412 kWh/m³. Ferrer et al. (2016) muestra los consumos unitarios en kWh/m³ de las EDAR de la Comunidad de Madrid de FA y digestión anaerobia con y sin eliminación de nutrientes, Tabla 5, y, aunque

el escaso número de instalaciones no permite realizar un análisis estadístico, en todos los grupos se observa un menor consumo energético en aquellas EDAR en las que no se eliminan nutrientes.

Tabla 5. Consumo unitario para distintas EDAR de la Comunidad de Madrid en función de la eliminación de nutrientes (Adaptado de Ferrer et al., 2016)

Tipo de EDAR de FA		Consumo energético unitario con eliminación de nutrientes (kWh/m ³)	Consumo energético unitario sin eliminación de nutrientes (kWh/m ³)
Con cogeneración	Con bombeo	0,48	
	Sin bombeo	0,27	0,13
Sin cogeneración	Con bombeo	0,89	0,69
	Sin bombeo	0,75	0,41

La Figura 8, establecida por Gu et al. (2017) para observar la variación del consumo energético unitario de las distintas tipologías de las EDAR de EEUU en función del tamaño de la planta, también permite observar que

para las EDAR de tratamiento avanzado la eliminación de nutrientes conlleva un aumento del consumo unitario de en torno a 0,1 kWh/m³.

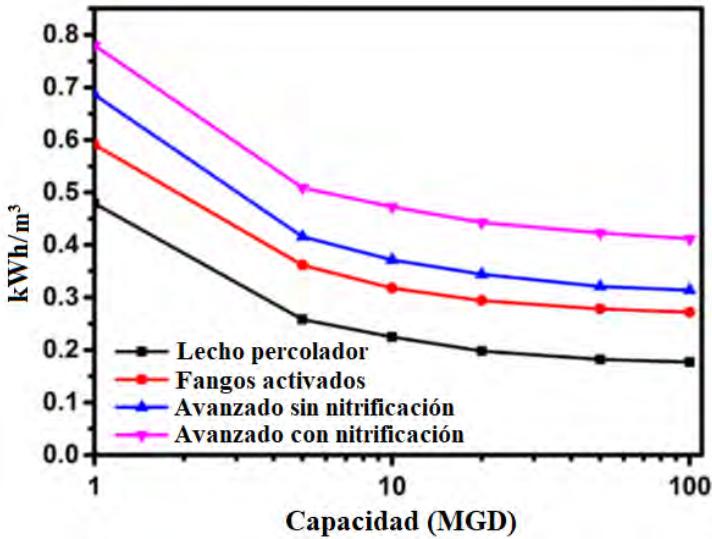


Figura 8. Variación del consumo energético en las EDAR de EEUU en función del tamaño y la tipología (Adaptada de Gu et al., 2017)

Sin embargo, las exigencias normativas que se pueden imponer al vertido de cualquier EDAR para verter al medio receptor también pueden estar relacionadas con la necesidad de cumplir los objetivos de calidad de la masa de agua, de acuerdo a lo establecido en la DMA, que conllevaría establecer unos VLE de materia carbonosa más restrictivos que los establecidos en la Directiva 91/271/CEE. En este caso el consumo energético de la EDAR se puede ver afectado negativamente por la necesidad de oxidar una mayor fracción de la materia orgánica carbonosa y tener, por tanto, que suministrar una mayor cantidad de aire al sistema. Pudiera darse el caso incluso de tener que seleccionar una tecnología más intensiva desde el punto de vista del consumo

energético, para alcanzar los VLE impuestos, como tecnologías MBR para alguna EDAR que vierta sus aguas a pequeños arroyos o ríos con escaso caudal.

Cooley y Wilkinson (2012) utilizaron los datos obtenidos por Carlson y Walburger (2007) sobre 15.000 sistemas públicos de saneamiento, para analizar el efecto que la reducción de la DBO₅ del efluente ejercía sobre el consumo energético unitario de las EDAR y, tal y como se puede apreciar en la Tabla 6, que recoge los valores medios, se observa que de forma general se produce un aumento del consumo energético al aumentar el grado de depuración exigido.

Tabla 6. Consumo unitario de las EDAR de EEUU en función del grado de depuración exigido (Adaptado de Cooley y Wilkinson, 2012).

DBO ₅ (mg/l)	Consumo energético unitario medio (kWh/m ³)			
>20	0,608	0,528	0,423	0,37
10<x<20	0,581	0,66	0,528	0,528
<10	0,872	0,793	0,634	0,476
Población (h-e)	19.000-95.000	95.000-380.000	380.000-950.000	>950.000

4. TENDENCIAS PARA MEJORAR LA EFICIENCIA Y LA AUTOSUFICIENCIA ENERGÉTICA EN LAS EDAR

Como se ha podido apreciar en los apartados anteriores, el consumo energético de las EDAR en la actualidad supone una parte importante del consumo energético asociado al CIA y al consumo energético nacional de los diversos Estados. Es por ello que la comunidad internacional se ha puesto manos a la obra en la búsqueda de soluciones para

minimizar el consumo energético neto de las EDAR.

Como se indicará posteriormente, existen diversos casos en el mundo de EDAR que son energéticamente autosuficientes. De forma general, las tendencias relacionadas con el aumento de la eficiencia energética y del grado de autosuficiencia de las EDAR se basan en dos aspectos diferenciados (Blümm y Torío, 2016).

El primer aspecto a considerar para aumentar la eficiencia energética y el grado de autosuficiencia de las EDAR consiste en minimizar el consumo energético de la EDAR a través de la optimización general del proceso. Son varias las medidas que podrían englobarse en este apartado, pero principalmente están relacionadas con la optimización del sistema de aireación, puesto que supone entre el 50% y el 60% del consumo total de la EDAR (Simón et al., 2012), a través de la instalación de sistemas de control de la aireación basados en lógica difusa o en la medición en continuo de la concentración de oxígeno disuelto, amonio, etc., con la reducción del impacto de los retornos de la línea de fango utilizando sistemas basados en bacterias ANAMMOX (ANAerobic AMMonium OXidation) y con la sustitución de equipos por otros de mayor rendimiento, como las bombas.

El segundo aspecto a considerar para aumentar la eficiencia energética y el grado de autosuficiencia de las EDAR se fundamenta en implementar medidas para maximizar la recuperación de la energía del agua residual en la EDAR, puesto que el potencial energético de un ARU con una DQO de 500 mg/l es 1,93 kWh/m³ (McCarty et al., 2011) y su aprovechamiento permitiría cubrir ampliamente las necesidades energéticas de

una EDAR convencional. Las medidas que se pueden incluir en este segundo apartado están relacionadas con la maximización de la obtención de biogás en la digestión anaerobia y su posterior aprovechamiento energético mediante un CHP e intercambiadores de calor, mediante la optimización de la decantación primaria, el pretratamiento del fango, la codigestión de residuos orgánicos, etc., y con otras medidas alternativas para generar electricidad, como la utilización de energías renovables, la utilización de celdas de combustible microbianas (MFC), etc.

La Figura 9, recoge un resumen de las medidas propuestas por Lazarova et al. (2012) para aumentar la eficiencia energética de las EDAR y el impacto asociado que pueden generar sobre el consumo energético de la EDAR, donde se observa que la actuación que mayor impacto puede generar sobre la eficiencia energética de la EDAR es la optimización de la producción de biogás en la DA.

Tal y como se puede observar en la Tabla 7, existen diversos casos a nivel mundial de EDAR que son energéticamente autosuficientes.

AHORRO ENERGÉTICO 10-20% (control de la aireación por burbuja fina, eficiencia energética de motores y bombas)	ENERGÍAS RENOVABLES 5-10% (energía eólica, fotovoltaica, solar térmica, geotérmica)
ENERGÍA DE LA CORRIENTE DE ARU 2-10% (hidroturbinas, bombas de calor, intercambiadores en el alcantarillado)	FANGOS 40 → 60-80% (digestión anaerobia de fango, pretratamiento del fango para aumentar la digestibilidad)

Figura 9. Medidas para aumentar la eficiencia energética de las EDAR y sus repercusiones sobre el consumo energético de la EDAR (Adaptada de Lazarova et al., 2012)

Tabla 7. Ejemplos de EDAR energéticamente autosuficientes con la población recogida teniendo en cuenta un consumo por h-e de 200 l/día y el grado de autosuficiencia (Adaptado de Hao et al., 2015, Gandiglio et al., 2017 y Gu et al., 2017)

EDAR	País	Población (h-e)	Autosuficiencia energética (%)
Grevesmuhlen	Alemania	75.708	120
Wolfgangsee-Ischl	Austria	94.635	110
Strass im Zillertal	Austria	137.500	120
Gloversville–Johnstown Joint	EEUU	208.198	100
Gresham	EEUU	246.052	100
Sheboygan Regional	EEUU	350.000	100
Aquaviva	France	440.000	100
Zürich Werdhölzli	Suiza	1.268.112	110
East Bay Municipal Utility District	EEUU	1.324.894	126
Howard Curren	EEUU	1.817.000	110
Point Loma	EEUU	3.312.234	100

Aunque, tal y como se ha comentado anteriormente, las opciones para aumentar la eficiencia y poder alcanzar la autosuficiencia energética son muy variadas, la opción más utilizada, que se emplea por ejemplo en Austria en las **EDAR Strass im Zillertal y Wolfgangsee-Ischl** (Lazarova et al. 2011), consiste en instalar sistemas de control de la

aireación optimizados, maximizar la cantidad de materia orgánica enviada al digestor anaerobio, optimizar el digestor anaerobio mesófilo, utilizar sistemas de cogeneración de alta eficiencia y tratar los retornos de la línea de fango mediante procesos anammox, obteniendo una autosuficiencia energética del 120% y 110% respectivamente.

4.1. Optimización del sistema de aireación

Habida cuenta del elevado consumo energético asociado a la aireación, una de las medidas que pueden conllevar un ahorro energético importante en las EDAR, consiste en implementar un sistema de aireación optimizado, que se suele fundamentar en tres aspectos diferenciados.

El primer aspecto consiste en la sustitución de equipos por unos de mayor eficiencia energética, como puede ser la sustitución de las soplantes de émbolos rotativos por turbocompresores de levitación magnética, con un ahorro energético del 29% (Castell et al., 2011), la sustitución del sistema de aireación superficial mediante turbina por un sistema de aireación mediante difusores, la sustitución de los difusores por unos de burbuja fina de alta eficiencia y el aumento del número de difusores para disminuir el caudal de aire que se suministra por cada uno de ellos al caudal óptimo y conseguir así aumentar la transferencia de oxígeno hasta en un 21,5% de media (Simón et al., 2015).

El segundo aspecto se basa en la implementación de un sistema de control de la aireación mediante el control en continuo del oxígeno disuelto, el amonio, o cualquier otra variable de proceso relacionada. El porcentaje de ahorro energético asociado a esta medida se encuentra entre un 20% y 30% del consumo del sistema de aireación, dependiendo del sistema de control inicialmente existente (Ferrer et al., 2016).

Los sistemas de control de la aireación han experimentado un importante evolución en los últimos tiempos, desde los primeros sistemas de control basados en temporizadores, pasando por sistemas de control basados en mediciones de oxígeno disuelto o potencial rédox, hasta los actuales sistemas de control de la aireación por mediciones en continuo de otras variables como la concentración de amonio o de nitrato, con sistemas basados en lógica difusa, que permiten adelantarse a las nuevas condiciones de operación y presentan un potencial de ahorro energético del 20% (IDAE, 2010).

Un estudio interesante de optimización del sistema de aireación de las EDAR donde la aireación se controla por temporizador es el realizado por la Agencia Catalana del Agua (ACA), Ustrel et al. (2015), sobre 16 EDAR de entre 100 y 700 h-e de la provincia de Lleida, que utilizan un sistema de Reactores Biológicos Secuenciales (SBR). En el estudio se implementa un software en todas las EDAR, que permite ajustar el número de horas de funcionamiento de la etapa de aireación a las necesidades de la instalación, puesto que el software del fabricante presentaba excesiva rigidez y no lo permitía hacer adecuadamente. Los resultados son asombrosos, puesto que el consumo energético unitario medio de las 16 EDAR se vio disminuido en un 44%, pasando de 1,37 kWh/m³ a 0,77 kWh/m³.

El **sistema de control avanzado Art-ICA**, desarrollado por el Centro de Estudios e Investigaciones Técnicas de Gipuzkoa (CEIT-IK4), es un sistema de control avanzado diseñado para las EDAR de FA con eliminación de nutrientes, que utiliza tres lazos de control. El primero se establece en el sistema de aireación, a través de la regulación del caudal de aire suministrado al reactor biológico en función de la medida en continuo de la concentración de amonio en el efluente. El segundo lazo de control se encuentra en la zona anóxica para regular el caudal de la recirculación interna en función de la medida en continuo de la concentración de nitratos en la zona anóxica. El tercero actúa sobre el caudal de purga de los fangos en exceso, mediante la medida en continuo de la masa total de sólidos en el licor mixto. Cada uno de los lazos de control se pueden implementar de forma independiente. La implementación del sistema de control avanzado Art-ICA se ha llevado a cabo en diversas EDAR de España y Portugal, obtenido unos resultados de ahorro en el consumo energético de la aireación de entre un 15 y un 20%, junto a una reducción del 30% de la concentración de nitrógeno en el efluente y una reducción de la recirculación interna del 75% (Irizar y Craamer, 2016). En la **EDAR de Galindo** (1.500.000 h-e) el ahorro energético del sistema de aireación asociado a la implementación del control Art-ICA fue del 15% (Ayesa et al., 2006; en Beltrán et al., 2014) y un posterior ajuste de la presión de impulsión de las soplantes y un aumento del punto consigna de la concentración de amonio de 1 mg/l a 2 mg/l

obtuvieron un ahorro adicional de más del 11,3% del consumo energético (de la Sota et al., 2013).

El grupo de investigación Calagua, formado por personal del Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia y del Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Valencia, ha desarrollado la herramienta informática “LoDif BioControl” como herramienta para implementar, en cualquier EDAR de FA con eliminación de nutrientes, un sistema de control basado en lógica difusa, que establece lazos de control independientes para el oxígeno disuelto en cada zona aerobia del reactor biológico, actuando sobre la apertura de la válvula de control correspondiente, y para la presión de descarga de las soplantes, actuando sobre el correspondiente variador de frecuencia. El sistema de control supervisor establece en todo momento como consigna del controlador de presión el valor mínimo necesario para mantener la concentración de oxígeno disuelto requerida en cada zona con una de las válvulas totalmente abierta, con el consiguiente ahorro energético asociado a la reducción de la presión de trabajo. Además, los algoritmos permiten operar tanto con medidas obtenidas con sondas de bajo coste, como el pH y el potencial rédox, como con sonda de amonio. Con ello se permite la posibilidad de utilizar un único conjunto de soplantes para airear todas las zonas con la concentración de oxígeno disuelto requerida en cada zona. El sistema de control avanzado se ha

implementado en diversas EDAR de España y, tanto en la EDAR de Grado, en Asturias, como en la EDAR de Algemés, en Valencia, se han alcanzado cifras de reducción del consumo energético asociado a la aireación de hasta el 40% (AQUALIA, 2018).

El tercer aspecto a considerar para lograr un sistema de aireación optimizado está relacionado con el adecuado mantenimiento de los elementos del sistema de aireación, con objeto de que trabajen en su punto óptimo de funcionamiento, siendo necesario para ello implementar un plan o rutina de mantenimiento y limpieza adecuado de los equipos del sistema de aireación, incluyendo las sondas utilizadas para el control del sistema.

Requiere especial atención el control del correcto funcionamiento de los difusores, mediante el estudio de la transferencia de oxígeno y la pérdida de carga que se produce en los mismos, con objeto de apreciar la necesidad de sustituir los difusores por su inadecuado funcionamiento, con lo que según Simón et al. (2015) la tasa de transferencia de oxígeno puede aumentar de media un 31,4%, o advertir la necesidad de realizar una limpieza de los difusores, con un potencial medio de aumento de la transferencia de oxígeno del 26,6% para limpiezas químicas (Simón et al., 2015), para evitar las pérdidas de carga que se producen por las incrustaciones o el ensuciamiento de los mismos, que es una de las variables que afectan al consumo energético de la aireación

(Castell et al., 2011), pudiendo conllevar aumentos del consumo energético del sistema de aireación de en torno al 10% (Simón et al., 2012). Las limpiezas de los difusores se pueden realizar mecánicamente o mediante el uso de productos químicos, generalmente ácido fórmico.

4.2. Optimización de las EDAR con digestión anaerobia y cogeneración

La DA es el proceso biológico por el cual la materia orgánica, en ausencia de oxígeno, y mediante la acción de diversos tipos de microorganismos específicos, se descompone en el biogás, que está compuesto mayoritariamente por metano, con una proporción de entre el 50% y el 70%, dióxido de carbono, con una proporción de entre el 25% y el 30%, y pequeñas proporciones de otros gases como nitrógeno, hidrógeno, sulfuro de hidrógeno, etc. (IDAE, 2007) y se utiliza mayoritariamente para producir calor y electricidad mediante un CHP, o exclusivamente calor a través de una caldera de combustión, con objeto de aportar el calor necesario a los digestores anaerobios y surtir de electricidad a la EDAR, y en el digestato, que es el fruto de la mineralización y estabilización biológica del fango, está compuesto por compuestos orgánicos de difícil degradación y diferentes elementos como nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, etc., y, tras su deshidratación, se suele emplear como fertilizante en agricultura o en procesos de valorización energética. La fase líquida restante, que se caracteriza por contener una

elevada concentración de nutrientes, especialmente nitrógeno, se recircula al proceso biológico de la EDAR para su tratamiento.

Tal y como se ha indicado anteriormente, una de las medidas que cuenta con mayor potencial para recuperar la energía del agua residual de una EDAR, y con ello de aumentar la eficiencia energética de la misma o incluso alcanzar la autosuficiencia energética, consiste en maximizar la obtención de biogás en la DA, para poder ser aprovechado posteriormente, con un potencial de ahorro energético de entre el 40 y el 60% e incluso de hasta el 80% (Lazarova et al., 2012).

Como paso posterior a la obtención del biogás de la DA, los expertos consideran como objetivo prioritario aprovechar el 100% del biogás de la digestión para la producción de electricidad (IDAE, 2010). McCarty et al. (2011) indica que para las EDAR de más de 95.000 h-e la mejor forma de reducir los requisitos de energía externa es mediante el uso del biogás producido en la DA para producir electricidad y recuperar calor mediante un CHP.

Aunque no es usual, existe una alternativa al aprovechamiento in situ del biogás mediante un CHP en la EDAR, que consiste en implementar un sistema para convertir el biogás de la DA en biometano, para lo que es necesario eliminar el vapor de agua, el CO₂ y los contaminantes, e incorporarlo a la red de

gas natural del lugar para su aprovechamiento en la industria mediante un CHP de más alta eficiencia e incluso para su aprovechamiento en los hogares. Un ejemplo ocurre en la EDAR de Beverwijk, que utiliza el biogás producido en su DA para alimentar de gas natural a 350 hogares del entorno (Frijns et al., 2013).

A continuación se analizarán de forma particular varias de las medidas que se suelen implementar en las EDAR para maximizar la obtención de biogás en la DA, como son la optimización de la decantación primaria, el pretratamiento del fango, la codigestión anaerobia de residuos orgánicos y, a su vez, aunque no sea una medida que aumenta la producción de biogás, el tratamiento de los retornos de la línea de fango, por ser una medida que tiene especial importancia en las instalaciones con DA y suponer un ahorro energético importante, al evitar que esas corrientes de retorno, que están fuertemente cargadas de nutrientes, se conduzcan a la línea de agua y tengan que ser tratadas de forma aerobia, con el consiguiente gasto energético en la aireación y el bombeo.

4.2.1. Maximización de la obtención de fango primario

Como se aprecia en la Tabla 8, la mayor parte de la materia orgánica presente en el ARU se encuentra en forma de partículas, por lo que una tendencia actual para maximizar la recuperación de la energía del ARU radica en separar del ARU la mayor cantidad de materia orgánica posible, con objeto de conducirla tras

el espesamiento a la DA y poder maximizar la cantidad de biogás producido, para, posteriormente, poder ser aprovechado

mediante un CHP con objeto de obtener electricidad y suministrar calor a la instalación (Ferro y Lentini, 2015).

Tabla 8. Composición de la materia orgánica en el ARU (Adaptada de Ødegaard, 2016)

Rango de tamaño	Soluble < 0,08 µm	Coloidal 0,08 - 1,0 µm	Supracoloidal 1,0 - 100 µm	Sedimentable > 100 µm
DQO (% del total)	25	15	26	34
DBO (% del total)	31	14	24	31
Lípidos (% de ST)	12	51	24	19
Proteínas	4	25	45	25
Carbohidratos	58	7	11	24
Tasa de oxidación bioquímica (d ⁻¹)	0,39	0,22	0,09	0,08

En aquellas EDAR que disponen de decantación primaria, donde normalmente el rendimiento de eliminación de materia orgánica se sitúa entre el 25 y 35%, una forma interesante para separar la mayor cantidad posible de materia orgánica del ARU consiste en optimizar la decantación primaria, mediante la implementación de un sistema de decantación primaria con coagulación-floculación, que permite separar del ARU hasta la materia orgánica coloidal, y, por tanto, aumentar el rendimiento en eliminación de materia orgánica hasta el 65-75% (Ødegaard, 2016). Sin embargo, los hidróxidos metálicos, el aluminio y los sulfatos en la DA tienen un efecto inhibitor de las bacterias involucradas en las etapas metanogénica y acetogénica, disminuyendo su actividad entre un 48 y un 72% (Cabirol et al., 2003), por lo que, para evitar esa disminución de la actividad de las bacterias, que se traduciría en una disminución del biogás generado en la DA, se debe minimizar el uso de sales metálicas e

incrementar la utilización de polímeros catiónicos.

Existen otros métodos para maximizar la obtención de fango primario, como tamizado, biofloculación, filtración dinámica de arena, flotación por aire disuelto, filtración por membrana, etc., pero, sin embargo, algunos de estos métodos requieren un gran aporte de energía (Frijns et al., 2013). Por ello, las investigaciones se centran en desarrollar un método que combine un alto grado de recuperación de la materia orgánica de las ARU con un consumo de energía bajo.

Khiewwijit (2016) considera prometedor el proceso de biofloculación, que consiste en la floculación de la materia suspendida y coloidal mediante sustancias poliméricas extracelulares. En particular el sistema integrado de biofloculación y filtración por membrana, que ha sido probado con éxito en un biorreactor de membrana de alta carga, obteniendo unas tasas de producción de

metano que duplican las obtenidas por la DA de los fangos producidos en una EDAR de FA convencional.

Otro ejemplo es el propuesto por Gikas (2016), que ha implementado una EDAR piloto a gran escala, puesto que trata el efluente de 1.900 h-e, energéticamente autosuficiente, que básicamente consiste en un sistema de microtamizado, con una luz de paso de entre 100 μm y 300 μm , que permite la remoción de entre un 30% y un 70% de los sólidos suspendidos totales (SST), un posterior sistema de filtración primaria avanzado, con dosificación de coagulante para eliminar la materia orgánica coloidal, un depósito de desnitrificación donde se recirculan las aguas del posterior lecho percolador, que se encarga de oxidar el nitrógeno amoniacal y la materia orgánica soluble que existe tras la etapa de desnitrificación, un tratamiento terciario compuesto por una etapa de filtración, una etapa de desinfección por rayos ultravioleta (UV) y un posterior sistema de aprovechamiento del fango generado mediante un sistema de deshidratación, secado y gasificación directa de los biosólidos, con un CHP para el aprovechamiento energético. Cabe destacar que los consumos energéticos unitarios de las etapas de microtamizado y filtración primaria son 0,005 kWh/m³ y 0,010 kWh/m³ respectivamente, que se pueden considerar asumibles.

Cabe destacar que la remoción del ARU de una parte importante de la carga orgánica en

una etapa primaria, no solo tiene la ventaja de maximizar la recuperación de energía del ARU, mediante el biogás producido en la DA o cualquier otra solución, sino que permite reducir el consumo de energía de la EDAR por disminuir las necesidades de aireación del reactor biológico. Sin embargo, la maximización de la producción de fango primario podría llegar a generar efectos adversos sobre la EDAR por precipitación excesiva del fósforo, relacionado en gran parte por la utilización de sales metálicas como agente precipitante (Hellstedt et al., 2010), que podría originar problemas de crecimiento a distintos microorganismos en etapas posteriores. A su vez, una excesiva eliminación de carga orgánica derivada de la maximización del fango primario podría generar problemas de escasez de carga orgánica biodegradable para la etapa posterior de desnitrificación, por lo que se podría requerir de dosificación de metanol u otros compuestos orgánicos fácilmente biodegradables, máxime si se tiene en cuenta que la maximización de la obtención de biogás por DA conlleva un aumento de los caudales de las corrientes de retorno de la línea de fango, que se encuentran fuertemente cargadas de nitrógeno.

Por ello, la maximización del fango primario debería armonizarse con la eliminación de nitrógeno de una forma más sostenible que mediante nitrificación-desnitrificación (Frijns et al., 2013), al menos para las corrientes de retorno de la línea de fango, que, además, al contener gran cantidad de nitrógeno, en un

tratamiento convencional de nitrificación-desnitrificación conllevaría un aumento del consumo energético por las necesidades de aireación y recirculación. Por ello, se considera adecuado la implementación simultánea de un sistema de eliminación de nitrógeno mediante bacterias anammox sobre las corrientes de retorno de la línea de fango, sobre la que posteriormente se incidirá.

4.2.2. Pretratamiento del fango

En la DA se pueden distinguir cuatro etapas en las que los distintos tipos de microorganismos que intervienen degradan los compuestos que forman parte de los fangos enviados al digestor anaerobio: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis (Moñino, 2017). En la Figura 10 se presenta un diagrama con las etapas de la DA y los productos que se degradan y se forman en cada etapa.

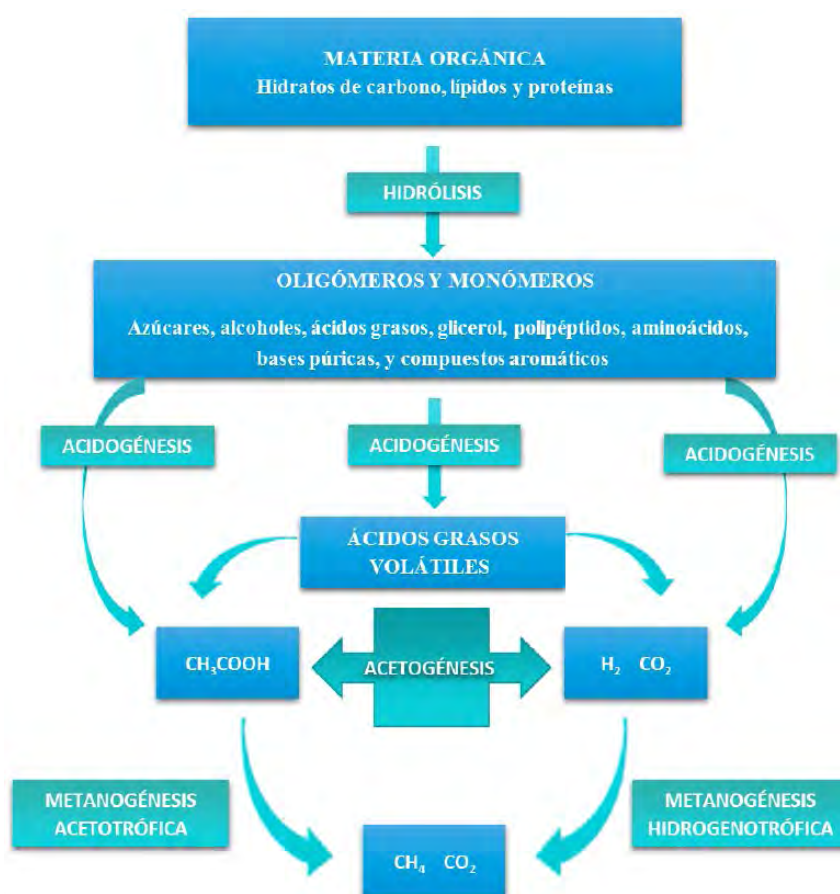


Figura 10. Etapas y productos que intervienen en la DA (Moñino, 2017)

La hidrólisis es la etapa en la que los polímeros orgánicos complejos, como hidratos de carbono, lípidos y proteínas, son degradados enzimáticamente a moléculas

solubles fácilmente biodegradables, como azúcares, ácidos grasos de cadena larga, aminoácidos, alcoholes, etc. Constituye la etapa limitante del proceso de DA, puesto que

requiere de la solubilización de la materia orgánica mediante la degradación de sustancias complejas.

La acidogénesis es la etapa en la que los compuestos solubles obtenidos de la hidrólisis son degradados a compuestos de menor complejidad, como ácidos grasos volátiles, alcoholes, ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno.

La acetogénesis es la etapa en la que los ácidos grasos y alcoholes se degradan a ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno y se ve inhibida por la elevada concentración de hidrógeno.

La metanogénesis es la etapa final de la DA en la que diversos tipos de microorganismos transforman los productos de las etapas anteriores en metano y dióxido de carbono, mediante la degradación del ácido acético (metanogénesis acetotrófica) o mediante la utilización del hidrógeno (metanogénesis hidrogenotrófica).

Tal y como se ha mencionado anteriormente, la etapa de hidrólisis es la limitante en el proceso de DA, puesto que la cinética de las reacciones de degradación de las moléculas complejas es la más lenta. Por ello, con objeto de solubilizar la materia orgánica aumentando la biodegradabilidad anaerobia de los fangos para incrementar la producción de biogás y, además, evitar TRH muy elevados en los digestores y mejorar las características del

fango digerido, entre ellas aumentando la deshidratabilidad (Cano et al., 2015), durante los últimos años se han implementado, tanto a nivel de laboratorio o de planta piloto como a escala industrial, diversas tecnologías para el pretratamiento de los fangos.

Los distintos tipos de pretratamiento del fango se pueden distinguir por su naturaleza entre pretratamientos térmicos, como la hidrólisis térmica, pretratamientos mecánicos, como el sistema de ultrasonidos, pretratamientos químicos, mediante la utilización de ozono, agua oxigenada, ácido sulfúrico, etc., y otros tipos de pretratamientos como biológicos, eléctricos, etc. (Simón et al., 2012).

El estudio realizado por Cano et al. (2015) evalúa el potencial de los distintos tipos de pretratamiento de fango para alcanzar la autosuficiencia energética, estudiando tanto el incremento del biogás producido y su repercusión sobre la recuperación de la energía del ARU, como el consumo de energía del propio pretratamiento, puesto que muchos de los estudios existentes evalúan exclusivamente el potencial que presenta el pretratamiento para incrementar la cantidad de biogás producido. Exceptuando los pretratamientos químicos, puesto que para ello habría que realizar un balance económico para estudiar su sostenibilidad pues no requieren de un aporte de energía relevante, las conclusiones del estudio son que a escala industrial los pretratamientos que consumen electricidad de forma general no son

energéticamente autosuficientes, excepto los pretratamientos por ultrasonidos con un fango con una concentración de materia biodegradable mayor de 30 g/l, lo que es fácilmente alcanzable. A su vez, los pretratamientos térmicos implantados en las EDAR de forma genérica son energéticamente autosuficientes si se dispone de un sistema para la recuperación del calor generado en la combustión del biogás, CHP o caldera de combustión, que disponen de un rendimiento de recuperación de calor del 90%. En particular, los sistemas de hidrólisis térmica, son energéticamente autosuficientes con una concentración mínima del fango del 5% de sólidos totales. Cabe también destacar que la mayor parte de pretratamientos implantados a escala industrial corresponden con pretratamientos de hidrólisis térmica y en menor proporción con pretratamientos por ultrasonidos. Esto quizá sea debido a que la hidrólisis térmica presenta la ventaja de que normalmente en una EDAR la recuperación de calor de la combustión del biogás excede las necesidades de la propia EDAR y, además, los fangos hidrolizados se encuentran inertizados.

Por todo ello, a continuación, se describirá brevemente en qué consiste tanto el pretratamiento de hidrólisis térmica como el pretratamiento por ultrasonidos.

La **hidrólisis térmica** consiste básicamente en someter al fango, principalmente al fango secundario, con un grado de sequedad mínimo de en torno al 15%, a una etapa de

calentamiento mediante el empleo de vapor, normalmente a una temperatura de entre 150°C y 170°C, a una presión de más de 6 bares, durante unos 20 min o 30 min (Ødegaard, 2016). En esas condiciones de operación, y en muchos casos con la ayuda de la descompresión súbita que se suele incluir al final del proceso, se produce la rotura de la pared celular, liberando la materia intracelular de su interior, permitiendo, por tanto, que las bacterias hidrolíticas-acidogénicas actúen de una forma más rápida sobre el contenido orgánico de los compuestos intracelulares. Asimismo, parte de los sólidos se solubilizan y las grandes moléculas orgánicas se degradan a moléculas más pequeñas, aumentando la velocidad de la etapa de hidrólisis limitante en la DA.

Los beneficios que presenta la hidrólisis térmica son varios (IDAE, 2010; Gurieff et al., 2014; Ødegaard, 2016):

- Aumento de la biodegradabilidad y de la producción de biogás, en torno a un 30%.
- Aumento de la deshidratabilidad de los fangos en torno a un 30% o 40%, disminuyendo su volumen y los costes de secado.
- Inertización del fango por la eliminación completa de patógenos debido a las elevadas temperaturas, eliminando su olor.
- Obtención de un fango estabilizado con una elevada carga orgánica soluble.

- Para una misma producción de biogás reducción del TRH a la mitad, por lo que los digestores pueden diseñarse de menores dimensiones.
- La DA es más estable y se evitan las espumas debidas a las bacterias filamentosas.
- Disminución de la viscosidad del fango.

Las primeras instalaciones de hidrólisis térmica datan del año 1995 (Ødegaard, 2016). Se basaban en un proceso discontinuo por cargas, tipo batch, eran comercializadas por la empresa Cambi, y actualmente es el proceso a escala industrial más ampliamente implementado a nivel mundial, con 41 instalaciones (Fernández-Polanco y González, 2015).

En la actualidad, la **tendencia** general es hacia la implementación de **procesos en continuo**, que, de forma general, son más eficientes desde el punto de vista energético y presentan menores costes de operación (Gurieff et al., 2014). Aunque con escaso número de instalaciones a escala industrial en funcionamiento, existen diversas marcas comerciales que distribuyen sus tecnologías patentadas, Aqualysis, Exelys, Lysotherm, Turbotec, entre otras, con 1, 3, 3 y 1 instalación a escala industrial en funcionamiento respectivamente.

La tecnología **Aqualysis** fue implementada en la **EDAR de Valladolid**, 570.000 h-e y 25 t/día de fango seco, y ha sido fruto de la investigación y el desarrollo llevado a cabo entre la empresa Aqualogy y la Universidad de Valladolid durante más de una década. Tal y como se puede observar en la Figura 11, la tecnología Aqualysis requiere de un tratamiento previo de deshidratación del fango secundario mediante centrífuga o similar para alcanzar un grado de sequedad de al menos el 16%. Los fangos parcialmente deshidratados se envían al silo de fangos, desde donde por bombeo se abastece de fango el precalentador (1) de forma continua. En el precalentador el fango es precalentado hasta 100°C con el vapor recuperado del separador flash (4). El fango precalentado se bombea al reactor de hidrólisis (2), que opera con un TRH de entre 20 y 30 minutos, a una presión de entre 7 y 10 bares y a una temperatura de entre 165 y 180°C, suministrada por el vapor generado en la caldera de recuperación de calor de los gases de escape del motor del CHP. Posteriormente el fango se hace pasar por una válvula (3) donde se produce la descompresión súbita y, con ello, la rotura de la pared celular y la liberación del contenido intracelular. Del separador flash se extrae el vapor que se utiliza para precalentar el fango en el precalentador y la corriente de fango, térmicamente hidrolizado. En la EDAR de Valladolid la introducción de la hidrólisis térmica mediante el sistema Aqualysis, que se opera a 8 bares y 170°C con un TRH de entre 20 min y 30 min, permite obtener un fango

hidrolizado con una sequedad del 10% y tras la DA se ha conseguido aumentar el biogás producido entre el 20% y el 30% y reducir la

cantidad de sólidos del digestato un 20% (Tecnoaqua, 2014).

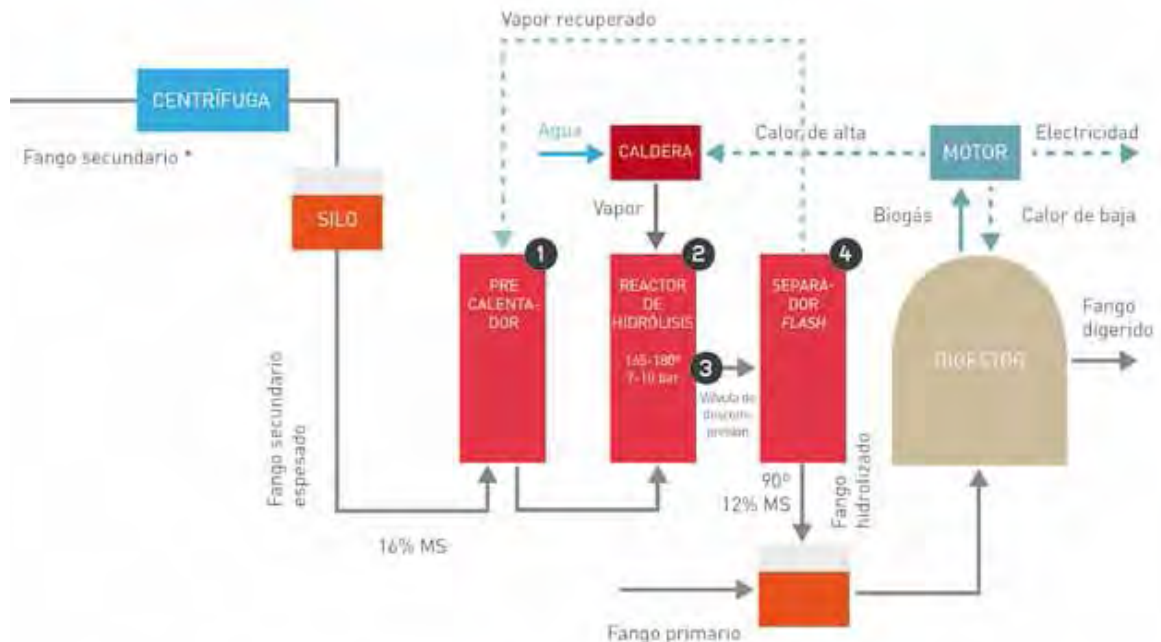


Figura 11. Esquema de la tecnología de pretratamiento de fango por hidrólisis térmica en continuo Aqualysis (Rougé et al., 2014).

El **pretratamiento por ultrasonidos** se basa en la utilización de una onda de sonido de 20 KHz, que mediante un convertidor crea una cavitación controlada que genera presiones positivas y negativas en el medio, obteniendo como resultado la formación de cavidades microburbujas que al implotar liberan gran cantidad de energía, consiguiendo romper la pared celular de los microorganismos existentes en los fangos secundarios del entorno (Simón et al., 2012). Esta tecnología se lleva implementando en la **EDAR de Molina de Segura**, en la Región de Murcia, obteniendo un incremento en la producción de biogás de casi un 20%.

4.2.3. Codigestión anaerobia con otros residuos orgánicos

La codigestión anaerobia (coDA) consiste en el tratamiento conjunto de dos o más tipos de sustratos orgánicos con objeto de aumentar la producción de biogás. Para ello, es importante tener en cuenta las características de los diversos sustratos, con objeto de aprovechar las sinergias que se pueden producir y evitar la inhibición que algunos compuestos generan en la DA, con objeto de que la producción de biogás en la coDA sea superior a la que se obtendría de la DA de cada uno de los sustratos por separado, consiguiendo así optimizar la producción de metano (Mata y

Dosta, 2018). En la Figura 12, se recogen de forma cualitativa algunas de las características que afectan al funcionamiento de la DA y que

deben ser consideradas para generar sinergias positivas entre los diversos sustratos.

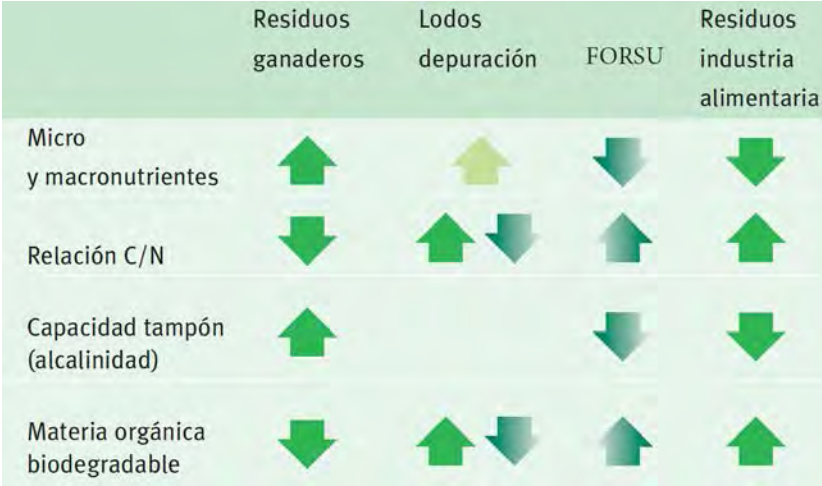


Figura 12. Caracterización relativa para la coDA de diferentes sustratos (Adaptado de IDAE, 2007)

Los fangos de EDAR se caracterizan por poseer una relación C/N algo baja, menor de 10, y no ser muy fácilmente biodegradables, por lo que aquellos cosustratos que dispongan de materia orgánica fácilmente biodegradable y una relación C/N más alta serán adecuados para su tratamiento conjunto, con objeto de que la relación C/N resultante sea próxima a la ideal para la DA, entre 20 y 30, y se acelere la etapa de hidrólisis (Shen et al., 2015).

producción de biogás y el potencial específico de producción de metano de cada uno de ellos. De forma global se utiliza mayoritariamente la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) y los aceites y grasas (Mata y Dosta, 2018), que son dos tipos de residuos que están fácilmente disponibles en el entorno urbano donde se ubican las grandes EDAR que disponen de DA.

En la coDA que utiliza los fangos de las EDAR como sustrato principal, se pueden emplear muy diversos cosustratos. En la Tabla 9 y Figura 13 se recogen diversos sustratos utilizados en la coDA, incluyendo la

Tabla 9. Composición y producción de biogás de diferentes sustratos (IDAE, 2007).

Tipo	Contenido orgánico	Sólidos volátiles (%)	Producción de biogás (m ³ /tonelada)
Intestinos + contenidos	Hidratos de carbono, proteínas, lípidos	15-20	50-70
Fangos de flotación	65-70% proteínas, 30-35% lípidos	13-18	90-130
BBO (tierras filtrantes de aceites, con bentonita)	80% lípidos, 20% otros orgánicos	40-45	350-450
Aceites de pescado	30-50% lípidos	80-85	350-600
Suero	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	7-10	40-55
Suero concentrado	75-80% lactosa, 20-25% proteínas	18-22	100-130
Hidrolizados de carne y huesos	70% proteínas, 30% lípidos	10-15	70-100
Mermeladas	90% azúcares, ácidos orgánicos	50	300
Aceite de soja/margarinas	90% aceites vegetales	90	800-1000
Bebidas alcohólicas	40% alcohol	40	240
Fangos residuales	Hidratos de carbono, proteínas, lípidos	3-4	17-22
Fangos residuales concentrados	Hidratos de carbono, proteínas, lípidos	15-20	85-110

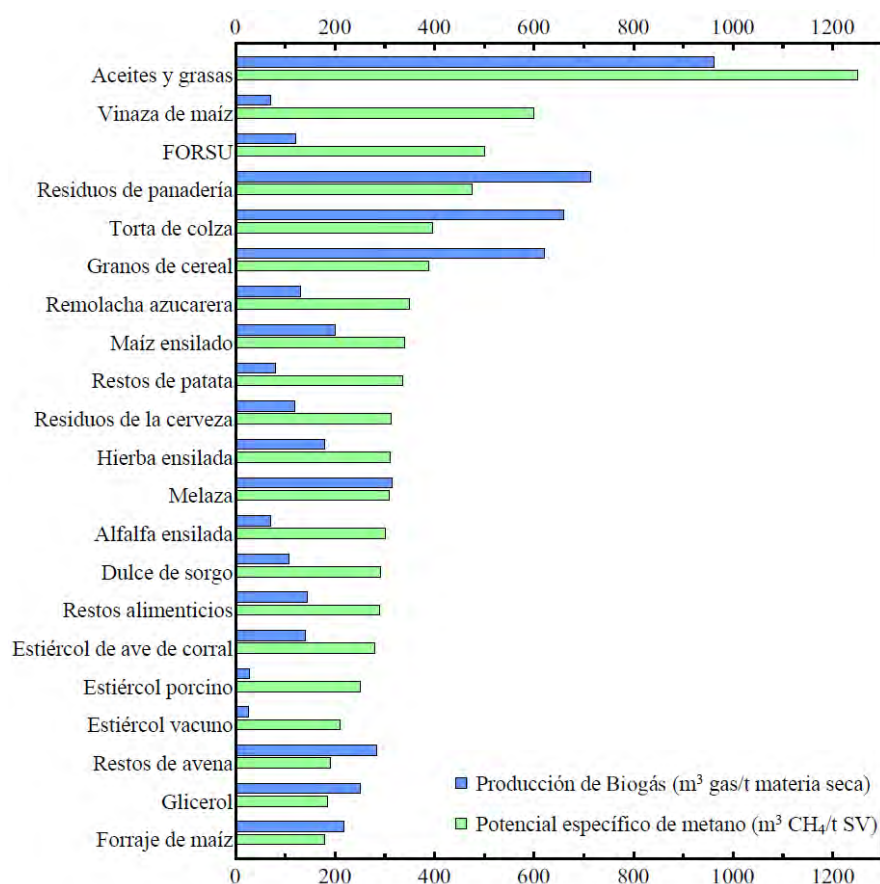


Figura 13. Producción de biogás y potencial específico de producción de metano para diferentes sustratos (Adaptado de Shen et al. 2015)

Un efecto de interacción positiva de la coDA consiste en la disminución de los efectos inhibidores que, tanto el amonio, presente en los fangos de EDAR, como el sodio, presente en la FORSU, presentan por el efecto de dilución al utilizar FORSU como cosustrato (Mata y Dosta, 2018). Asimismo, la utilización de aceites y grasas como cosustrato genera problemas operacionales por la baja solubilidad y diferente densidad que presentan y por los problemas de obstrucción que pueden generar. Sin embargo, presentan un potencial específico de metano muy alto y están presentes en la corriente principal de la EDAR, por lo que su utilización evita su envío a gestor autorizado, disminuyendo los gastos de operación y mantenimiento de la EDAR.

Por otra parte, en función de la capacidad del digestor anaerobio y las características de los posibles cosustratos, se debe estudiar cuál es la dosificación más adecuada de los distintos cosustratos, con objeto de optimizar la estabilidad del proceso y maximizar la producción de biogás. Existe un proyecto europeo interesante al respecto, en el que participan Aguas de Valencia, EGEVASA y MARE, Life ECOdigestión (www.ecodigestion.com), en el cual se está desarrollando un sistema de control automático de dosificación de cosustratos en los digestores anaerobios de las EDAR, con objeto de maximizar la producción de biogás y la recuperación de energía. Los resultados del estudio deben ser publicados en breve.

Las principales ventajas que se obtienen de la coDA son las siguientes (IDAE, 2007; Moñino, 2017; Mata y Dosta, 2018):

- Aumentar la producción de biogás y, por tanto, la recuperación de energía.
- Aumentar el porcentaje de metano en la composición del biogás.
- Aprovechar la complementariedad de las composiciones de los residuos para generar interacciones y sinergias positivas, con objeto de alcanzar un proceso más eficaz desde el punto de vista de la estabilidad y de la producción de biogás.
- Compartir las instalaciones de tratamiento, disminuyendo los costes de inversión y explotación.
- Constituye una herramienta de valorización de residuos disminuyendo el impacto medioambiental que los mismos pudieran generar si no se gestionan adecuadamente, como ocurre en determinadas zonas con los residuos ganaderos.
- Amortiguar las variaciones temporales en composición y producción de cada residuo por separado.
- Unificar metodologías de gestión.

La coDa se ha constituido como una muy buena medida para aumentar la producción de biogás en las EDAR y, por tanto, para contribuir a alcanzar la autosuficiencia energética e incluso para producir energía de

forma excedentaria (Frijns et al., 2013). Si bien estandarizar los rendimientos de la coDA es una tarea compleja, debido a la diversidad de cosustratos y de condiciones de operación en los digestores, existen numerosos casos donde se aprecia el importante incremento generado en la producción de biogás y, consecuentemente, en la generación de electricidad. Prueba de ello, es que la implantación en aquellas EDAR que son autosuficientes es casi generalizada, como demuestra que según Shen et al. (2015) todas las EDAR energéticamente autosuficientes recogidas en la Tabla 7 disponen de coDA, excepto la EDAR de Aquaviva. En la **EDAR de Molina de Segura**, en la Región de Murcia, se alimentó el digestor anaerobio con 8 m³/día de melaza, con una DQO de 260 g/l, frente a un caudal medio de 167 m³/día y se obtuvo un incremento en la producción de biogás del 40% y un aumento en la energía total producida de un 42,5% (Simón et al., 2012). En la **EDAR Grevesmühlen**, en Alemania, la coDA de las grasas del desengrasador logró cuadruplicar el rendimiento de generación de biogás, logrando alcanzar con ello un grado de autosuficiencia del 113% (Frijns et al., 2013).

4.2.4. Tratamiento de los retornos de la línea de fango

La tendencia global dirigida a maximizar la recuperación de energía del ARU, con objeto de aumentar la eficiencia energética de las EDAR para alcanzar la autosuficiencia energética, conlleva tener que maximizar la

obtención de biogás en la DA mediante el empleo de alguna de las técnicas anteriormente descritas: maximización de la obtención de fango primario, instalación de pretratamientos del fango que aceleren la etapa de hidrólisis o utilización de la coDA con otros cosustratos orgánicos. Como consecuencia de la maximización de la DA, las concentraciones de nutrientes y los caudales de los retornos de la línea de fango a la línea de agua son cada vez más elevados y generan un mayor impacto en el proceso aerobio, especialmente en los consumos energéticos asociados al aumento de las necesidades de aireación. Por ello, con objeto de minimizar el impacto de las corrientes de retorno de la deshidratación, se considera necesario recuperar o eliminar esos nutrientes de la forma más eficiente posible desde el punto de vista energético y medioambiental.

➤ Precipitación de Estruvita

El fósforo constituye un elemento imprescindible para la vida de los seres vivos, entre otras causas por formar parte de su ADN y ser uno de los elementos utilizados para desarrollar las funciones fisiológicas de los mismos, y constituye uno de los nutrientes esenciales utilizados en agricultura para permitir el crecimiento adecuado de los vegetales. Las necesidades de fósforo se incrementan a medida que se incrementa la población mundial. Sin embargo, los recursos de fósforo del planeta, que proceden en su mayoría de la minería, donde China, EEUU, Marruecos y Rusia son los principales

productores con el 75% de la producción mundial (Kataki et al., 2016), son limitados y, según diversos estudios, se podrían agotar dentro de entre 50 años y 200 años (Cieřlik y Konieczka, 2017). Asimismo, se estima que el 22% de la demanda mundial de fósforo se podría satisfacer con la recuperación del fósforo contenido en las heces y en la orina humana (ONU, 2017) y que en países como Holanda la recuperación de todo el fósforo que llega a las EDAR podría satisfacer el 50% de las necesidades de fósforo para la agricultura (Khiewwijit, 2016). Por todo ello, se considera necesario implementar tecnologías en las EDAR destinadas a recuperar el fósforo de las ARU.

Las corrientes de retorno de la línea de fango se encuentran altamente cargadas de nutrientes, con concentraciones de fósforo que oscilan entre 60 mg/l y 100 mg/l y concentraciones de amonio que suelen oscilar entre 300 mg/l y 700 mg/l (Rama, 2014) pudiendo llegar incluso a 1.500 mg/l (Val del Río et al., 2014), por lo que se considera que una forma adecuada para la recuperación de fósforo en las EDAR es el tratamiento de los retornos de la línea de fango mediante precipitación de fósforo en forma de estruvita, que es una sal de fósforo, amonio y magnesio, $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$, de alto valor añadido, que se utiliza en agricultura como fertilizante de liberación lenta, evitando la rápida lixiviación de sus componentes y, por tanto, minimizando la contaminación de las aguas subterráneas. Además, la recuperación de fósforo mediante precipitación de estruvita de los retornos de la

línea de fango minimiza los problemas operacionales derivados de la precipitación incontrolada de estruvita que se produce sobre las tuberías y equipos de la instalación y disminuye el volumen de fangos generados en la EDAR, por lo que disminuye los costes de operación y mantenimiento de la misma. Asimismo, y tal y como se ha mencionado anteriormente, la eliminación de nutrientes disminuye las necesidades de aireación, bombeo y agitación de la línea de agua y, por lo tanto, el consumo energético asociado.

Diversos estudios realizados sobre la recuperación de fósforo mediante la precipitación de estruvita concluyen que las ratios de recuperación del fósforo son de hasta el 90% (Kataki et al., 2016; ONU, 2017), teniendo en cuenta que para la precipitación de estruvita se requiere de un pH alcalino, entre 8 y 10 (Rama, 2014), y una relación equimolecular de los iones magnesio, amonio y fosfato, por lo que normalmente se requiere de la adición de una base, comúnmente se dosifica hidróxido sódico, hidróxido de magnesio o dióxido de carbono, y de la adición de una sal de magnesio, comúnmente cloruro de magnesio, por ser limitante la concentración de magnesio en los fangos de la EDAR.

Las tecnologías existentes para la precipitación de estruvita, como NuReSys, Struvia, Crystallactor, Ostara, etc., utilizan distintos tipos de reactores, como tanques agitados, lechos fluidizados, etc., pero todas ellas se fundamentan en la inoculación

mediante pequeños cristales de estruvita, sobre donde se realiza la precipitación controlada.

La mayoría de las tecnologías se alimentan de la corriente de retorno de la deshidratación del fango digerido, pero en ocasiones puede resultar interesante utilizar corrientes previas a la DA, con objeto de minimizar la precipitación incontrolada que se produce en el digestor (Sanz, 2014), como concluye el estudio realizado por Martí et al., (2017) sobre la EDAR de Calahorra, en La Rioja, donde utiliza el sobrenadante del espesamiento de la decantación primaria, pues la concentración de fosfatos, 100 mg/l, es suficiente.

La implantación a escala industrial de los sistemas de precipitación de estruvita es bastante escasa, como se pone de manifiesto por el hecho de que en el año 2016 el CYII pusiera en marcha la primera planta de recuperación de fósforo en una EDAR a escala industrial en España, en la **EDAR Sur** de Madrid, que consiste en un reactor de lecho fluidizado diseñado para obtener 2.000 kg/día de estruvita granular seca, si bien actualmente la producción máxima es 1.500 kg/día, al que se alimentan los reboses de deshidratación acondicionados automáticamente con la cantidad de cloruro de magnesio necesaria. Posteriormente la estruvita obtenida se somete a un secado térmico, se selecciona por diámetros y se envasa para su venta como fertilizante de alto valor añadido (FuturEnviro, 2017). Con ello el CYII

introduce a la EDAR Sur en la economía circular en materia de fósforo.

Por último, cabe destacar que las tecnologías existentes para la recuperación de fósforo precisan de concentraciones de fósforo elevadas, por lo que el desafío principal al que se enfrenta el sector en relación con el asunto consiste en el desarrollo de nuevas tecnologías rentables que puedan recuperar fósforo directamente de las ARU, que presentan unas concentraciones típicas de fósforo de entre 5 mg/l y 15 mg/l (Khiewwijit, 2016).

➤ **Proceso Anammox**

Como se ha mencionado anteriormente, la eliminación de nitrógeno de las ARU mediante la tecnología de nitrificación-desnitrificación conlleva unas necesidades importantes de aireación y, por lo tanto, de un elevado consumo energético, además de un consumo de materia carbonosa fácilmente biodegradable, que en ocasiones obliga a utilizar fuentes de carbono externas mediante la dosificación de metanol u otras sustancias similares. Estos problemas se ven acrecentados en las corrientes de retorno de la línea de fango, especialmente en aquellas EDAR que han implementado alguna de las medidas anteriormente descritas para maximizar la obtención de biogás en la DA, puesto que las concentraciones de nitrógeno suelen ser muy elevadas, pudiendo suponer hasta el 25% de la carga total de nitrógeno de la EDAR (Wehrle, 2015), y la relación C/N es baja.

Una manera adecuada de eliminar el nitrógeno de las ARU de una forma económicamente y medioambientalmente más sostenible radica en la utilización del proceso anammox, que se presenta gráficamente en la Figura 14 y consiste básicamente en la oxidación anaerobia del nitrógeno amoniacal a nitrógeno gas de forma autótrofa, sin la necesidad de que exista una fuente de carbono, mediante la utilización del ion nitrito como aceptor de electrones. Sin embargo, para que el proceso anammox tenga lugar se precisa de la existencia en el medio de una concentración de ion nitrito suficiente, relación equimolecular con el amonio, por lo que se requiere de una etapa previa de oxidación parcial de la mitad del amonio a ion nitrito, nitrificación parcial, que debe ser controlada para evitar la oxidación del amonio a nitrato.

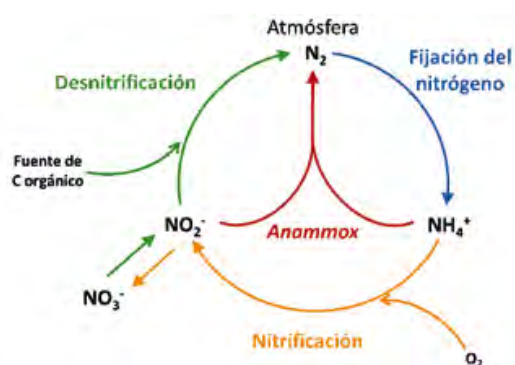


Figura 14. Proceso Anammox en el ciclo del nitrógeno (Wehrle, 2015).

Existen diversas ventajas del proceso anammox frente a la nitrificación-desnitrificación, entre las que destacan la reducción de las necesidades de aireación hasta en un 63% (Shen et al., 2015), puesto que se trata de un proceso anaerobio que

exclusivamente requiere de la oxidación de aproximadamente el 50% del amonio a nitrito (Val del Río et al., 2014) con la consiguiente reducción del consumo energético, no se requiere de adicción de una fuente carbonosa externa, por lo que se eliminan los costes asociados a la adición de productos químicos, se disminuye la cantidad de fango generado hasta en un 94% (Val del Río et al., 2014) puesto que la tasa de crecimiento de las bacterias anammox es baja, disminuyendo los costes asociados a su tratamiento y gestión, y se disminuyen las emisiones de dióxido de carbono de la EDAR en un 8% (Val del Río et al., 2014; Khiewwijit, 2016).

Sin embargo, el proceso anammox también presenta ciertas limitaciones (Val del Río et al., 2014), entre las que destacan que la temperatura óptima de operación es del orden de $30^{\circ}C$, disminuyendo mucho su actividad por debajo de $20^{\circ}C$, y que la baja tasa de crecimiento de las bacterias anammox lleva asociada tiempos de puesta en marcha muy elevados, que pueden variar desde uno o dos meses, cuando se dispone de bacterias anammox para inocular, hasta dos años si no se dispone de ellas. Cabe mencionar que en el primer proceso anammox a escala industrial que se implantó, en el año 2001 en Rotterdam, el periodo de puesta en marcha de la instalación se alargó hasta los 3,5 años, debido a diversos problemas operacionales, pero, sobre todo, debido a la falta de fango anammox para la inoculación.

A nivel industrial existen diversas patentes, como Elan, Anammox Paques, Biomox, Anita Mox, etc., que se fundamentan básicamente en dos tecnologías, diferenciadas en función de si las etapas de nitrificación parcial y anammox se realizan en dos reactores consecutivos o en un único reactor y si la biomasa anammox se encuentra en suspensión o en forma de biopelícula sobre un soporte de alta superficie específica. Las tecnologías que utilizan un único reactor están diseñadas para que las bacterias anammox se sitúen en el interior del gránulo o de la biopelícula y sobre ella se ubiquen las bacterias oxidantes de amonio, con objeto de que las bacterias anammox se vean apantalladas y operen, por tanto, en ausencia de oxígeno. A su vez, todas las tecnologías deben disponer de un adecuado sistema de control de oxígeno en el reactor, que debe situarse en torno a 0,05 mg/l y 0,3 mg/l (Morales et al., 2015), para evitar la oxidación del nitrito a nitrato y permitir el adecuado funcionamiento de las bacterias anammox.

El grado de implementación del proceso anammox en las EDAR todavía no es muy elevado puesto que es una tecnología bastante moderna, pero en los últimos años se ha producido un interés creciente, que ha hecho incrementar el número de EDAR desde 3 en el año 2010 a más de 30 en el año 2013 (Ni y Zhang, 2013) con una previsión de que fueran más de 100 en 2014 (Val del Río et al., 2014).

En España la primera EDAR con proceso anammox, EDAR Guillarei en Galicia, se instaló en el año 2015 y dispone de tecnología ELAN, fruto de la colaboración entre la empresa Aqualia y la Universidad de Santiago de Compostela.

La **EDAR de Postdam Nord**, en Alemania, que consiste en un sistema de FA con eliminación de nitrógeno y DA con una capacidad de tratamiento de 90.000 h-e, dispone de un proceso anammox marca comercial Biomox, como el que se representa en la Figura 15, con dos reactores consecutivos y cultivo granular, para el tratamiento de los retornos de la deshidratación de la línea de fango, que contiene una concentración de nitrógeno amoniacal de entre 500 mg/l y 700 mg/l y supone el 15% del nitrógeno total de la planta. Los resultados del proceso anammox muestran un rendimiento medio de eliminación de nitrógeno amoniacal y nitrógeno total del 92% y del 86,4% respectivamente, con un consumo energético específico medio de 1,6 kWh/kg N_{eliminado}.



Figura 15. Proceso Biomox de la EDAR Postdam Nord en Alemania (Wehrle, 2015).

Para concluir, cabe destacar que el principal reto en relación con el proceso anammox consiste en la implementación del sistema en la corriente principal de la EDAR, que cuenta con una concentración de nitrógeno muy inferior, en torno a 50 mg/l, y una temperatura inferior a la idónea para el proceso. Al respecto, se han realizado diversos estudios (Val del Río et al., 2014; Morales et al., 2015; Khiewwijit, 2016) y los resultados preliminares muestran que, aunque la tasa de crecimiento de las bacterias anammox se ve influenciada fuertemente por la temperatura y por lo tanto el rendimiento de eliminación de nitrógeno, las bacterias anammox actúan correctamente siempre que se evite la pérdida de la biomasa y se consiga, por tanto, una buena retención dentro del sistema. Sin embargo, se aprecian ciertos problemas por la aparición de bacterias con actividad oxidante de nitrito que compiten tanto con las bacterias oxidantes de amonio, por el oxígeno, como con las anammox, por el nitrito. En cualquier caso, los resultados son preliminares, por lo que se requiere de mayor investigación al respecto.

4.3. Otras tendencias

Existen otras muchas tendencias relacionadas con el aumento del grado de autosuficiencia

energética en las EDAR, tanto desde el punto de vista de la minimización del consumo energético como de la maximización de la producción de energía en la EDAR

En relación con las **tendencias para disminuir el consumo energético**, la primera medida que se debe mencionar, porque permite obtener una visión del consumo energético de cada uno de los procesos de la instalación, es la realización de **auditorías energéticas en la EDAR**, con objeto de detectar aquellos procesos que no estén operando de forma óptima desde el punto de vista energético y poder establecer un plan de reducción del consumo energético, que incluya un cronograma de actuaciones y establezca prioridades en cada una de ellas, en función de los plazos de amortización de las mismas. El estudio realizado sobre 119 EDAR de Alemania, Australia, Bélgica, Estados Unidos, Francia, Holanda, Reino Unido, Singapur y Sudáfrica, concluyó que aplicando los programas de medidas obtenidos de las auditorías energéticas realizadas el potencial de aumento de la eficiencia energética era de entre el 5% y el 15% (Bandt et al., 2012; en Ferro y Lentini, 2015). La ACA ha realizado 152 auditorías energéticas habiendo detectado más de 750 mejoras para aumentar la

eficiencia energética en las EDAR. La implementación de ciertas medidas entre los años 2009 y 2015 ha supuesto un ahorro energético del 10,8% sobre el total del consumo y ha conseguido disminuir el consumo unitario medio desde 0,511 kWh/m³ a 0,47 kWh/m³ (Mas y Almuzara, 2016).

Otro aspecto a considerar para disminuir el consumo energético en las EDAR es la **optimización de los sistemas de bombeo**, en cuanto a la instalación de bombas de mayor eficiencia energética, instalación de variadores de frecuencia, etc., que permita operar el bombeo en condiciones óptimas desde el punto de vista energético. El estudio realizado por Ferrer et al. (2016) sobre la Comunidad de Madrid concluye que la instalación de un sistema de control avanzado para el bombeo de cabecera permitiría obtener un ahorro estimado de entre un 10% y un 15% del consumo del sistema de bombeo. El estudio realizado por Rosas Moya (2011; en Ferro y Lentini, 2015) en diversos países latinoamericanos muestra que la sustitución de bombas y motores y la implementación de variadores de frecuencia en los bombeos podría conllevar un ahorro energético de entre un 10% y un 20% del consumo total de la EDAR.

Existen otras **tendencias para maximizar la producción de energía en la EDAR**, tales como el empleo de fuentes de energía renovables, como la energía fotovoltaica y la energía hidráulica, la recuperación de la energía térmica del ARU para el empleo en

áreas distintas a la EDAR, el empleo de MFC y la utilización de algas en depuración, para aumentar la biomasa y con ello el biogás producido en la DA y la energía recuperada en el CHP.

La utilización de energías renovables constituye una fuente de energía alternativa a las convencionales, que resulta interesante desde el punto de vista del menor impacto medioambiental que generan. La **energía fotovoltaica** puede ser utilizada en las EDAR mediante la cubrición total de las instalaciones con paneles fotovoltaicos, que podría suministrar la electricidad correspondiente al 10,4% del consumo de la instalación (Hao et al., 2015) o, incluso en aquellas EDAR que disponen de suficiente superficie libre, mediante la implantación de instalaciones fotovoltaicas anexas, que proporcionen la electricidad que la EDAR requiera y permitan introducir en la red la producción excedentaria. Un ejemplo lo constituye la EDAR de Aquaviva, en Francia, que alcanza la autosuficiencia energética utilizando exclusivamente la energía fotovoltaica producida por 4.000 m² de paneles fotovoltaicos y una bomba de calor (Hao et al., 2015).

La **energía hidráulica**, que puede ser obtenida mediante la instalación de turbinas hidráulicas aguas arriba y aguas abajo de la EDAR para aprovechar la energía cinética y potencial del ARU, constituye otra fuente de energía renovable que puede ser utilizada en las EDAR. La producción de energía eléctrica

dependerá de la topografía y de la diferencia de cota entre el núcleo urbano, la EDAR y el punto de vertido al medio receptor. Se estima que con una diferencia de cota de 50 m la energía eléctrica anual producida podría llegar a ser de 6 kWh/h-e (Lazarova et al., 2012).

En general la energía hidráulica que se puede obtener de las ARU en una EDAR es una fuente de energía limitada por la escasa diferencia de cota que suele existir entre el núcleo urbano, la EDAR y el punto de vertido, pero existen casos en los que la contribución a la disminución del consumo energético global de la EDAR es importante, como en la EDAR As Samra, en Jordania, que da servicio a 2,27 millones de personas, está formada por un sistema de FA con eliminación de nitrógeno, DA de los fangos con un CHP, desinfección mediante cloración y tratamiento de olores, y dispone de dos turbinas hidráulicas de 1,7 MW y 2,5 MW, para aprovechar respectivamente la diferencia de cota de 42 m y 100 m existentes entre el núcleo urbano, la EDAR y el punto de vertido al medio receptor (UNESCO, 2014), y, junto a la electricidad obtenida por el tratamiento del biogás en el CHP, que produce el 65% de la energía necesaria de la EDAR, le permiten autoabastecerse de energía en un 90% de sus necesidades (Lazarova et al., 2012; ONU, 2017). En España se ha instalado una turbina hidráulica en la EDAR de la Cartuja, en Zaragoza, para aprovechar el salto de 8,5 metros que se produce entre la salida del agua en la EDAR y la lámina del río Ebro, que fue diseñada para proporcionar la producción

eléctrica de unos 685.000 kWh/año (González, 2016) y puede corresponder con el 3% de la energía total consumida en la EDAR.

La recuperación de la **energía térmica del agua** para otros usos diferentes a los habituales en la EDAR constituye también una posibilidad de aumentar la recuperación de energía de las ARU. La recuperación de la energía térmica del ARU se puede realizar por contacto directo mediante un intercambiador o mediante la utilización de una bomba de calor. Utilizando una bomba de calor para recuperar energía térmica del ARU la disminución de 1 °C la temperatura de 1 m³ de agua podría proporcionar una equivalencia eléctrica neta de 0,26 kWh (Hao et al. 2015). Se trata de un tipo de recuperación de energía del ARU especialmente útil para aquellos lugares donde se requiera de una gran cantidad de energía para el calentamiento de agua, porque el ARU podría utilizarse para precalentar el agua y disminuir, por tanto, el consumo energético. Existen diversos ejemplos, como en la ciudad China de Dalian, de 5,7 millones de habitantes, donde el calor se recupera de las ARU para calentar el distrito comercial Xinghai Bay, generando un ahorro energético del 30% del total del distrito (UNESCO, 2014), en la ciudad canadiense de Vancouver, donde las ARU se utilizan para calefactar un edificio de apartamentos en la antigua villa olímpica y en Suiza, donde se utilizan en la torre Winterthur, de 28 plantas, para calefactar en invierno y refrigerar en verano (ONU, 2017).

Otra forma de recuperar energía del ARU en desarrollo consiste en la **utilización de MFC** para generar electricidad, que se basan en la oxidación de la materia orgánica realizada por ciertos microorganismos que utilizan un ánodo como aceptor de electrones, generando por tanto electricidad con un rendimiento de hasta el 60% (Gandiglio et al., 2017), que es bastante más elevado que los CHP, que oscilan entre el 25% y el 45%. Las MFC pueden ser aplicadas tanto como una tecnología para depurar directamente las ARU y, a la vez, obtener electricidad, como para la obtención directa de electricidad utilizando el fango de la EDAR, o incluso para obtener electricidad utilizando como sustrato el biogás producido en la DA, como método alternativo al uso de los motores de los CHP, tal y como se está realizando en la EDAR de Collegno, en Turín, en la que la MFC es alimentada con el biogás de la DA y la electricidad generada en la MFC cubre el 30% del consumo energético total de la EDAR (Gandiglio et al., 2017). Sin embargo, esta última aplicación presenta la dificultad de requerir un tratamiento más intensivo del biogás para eliminar sus contaminantes. Los últimos estudios se centran en la utilización de reactores anaerobios con membrana (AnMBR) en los que se utiliza las MFC para digerir la materia orgánica y obtener electricidad (Gu et al., 2017)

Por último, otra tecnología en desarrollo consiste es el tratamiento de las ARU mediante la **utilización de microalgas**, con objeto de degradar la materia orgánica

provocando un crecimiento de biomasa, que posteriormente podría ser empleado en aumentar la cantidad de biogás generado en la DA y, por tanto, aumentar la cantidad de electricidad generada en el CHP, o incluso en fabricar productos de alto valor añadido, como combustibles para el transporte, bioaceites, bioplásticos, etc. (ONU, 2017), mediante licuefacción hidrotermal, que presenta una eficiencia de conversión de en torno al 70% (Gu et al., 2017), que es más elevada que la que se obtiene por otras técnicas como DA, gasificación, pirólisis, etc. En Brasil el 40% de las ARU son tratadas mediante sistemas basados en microalgas y estudios realizados concluyen que el aprovechamiento de la biomasa algal podría incrementar la producción nacional de biodiesel un 21,4% (Gu et al., 2017).

4.3.1. Depuración anaerobia (AnMBR)

La utilización de tecnologías anaerobias para el tratamiento de las ARU constituye una alternativa al tratamiento aerobio convencional, debido a ciertas ventajas que presenta (Moñino, 2017; Robles et al., 2018), entre otras el menor consumo energético, la mayor producción de biogás, la baja producción de fango, las bajas necesidades de nutrientes y reactivos químicos, la estabilización del fango producida, etc. Sin embargo, también existen ciertas limitaciones, tales como la baja eliminación de nutrientes, el lento crecimiento de las bacterias anaerobias que implica largos periodos de puesta en marcha y obliga a operar con EF

elevadas, la disolución de parte del metano con el efluente de la EDAR que obliga a recuperarlo para evitar su emisión a la atmósfera, los problemas de corrosión y malos olores por la existencia de sulfuros, etc. En la Figura 16 se muestran las diferencias entre un tratamiento anaerobio y un tratamiento aerobio.

Existen diversas tecnologías para el tratamiento anaerobio de las ARU, que disponen de métodos diferentes para la retención de la biomasa en el sistema (Moñino, 2017), mediante la formación de gránulos que presentan una adecuada decantabilidad (UASB, EGSB), la utilización de un soporte para que la flora bacteriana se deposite sobre él (USSB) o la instalación de membranas (AnMBR). El tratamiento mediante AnMBR es la tecnología con mayor proyección de futuro debido a los beneficios que la utilización de membranas otorga, entre otros obtener un efluente libre de sólidos en suspensión y, en función del tamaño de poro de la membrana utilizada, libre de patógenos, y poder variar la EF a voluntad y de forma independiente al TRH, permitiendo operar a bajas temperatura. La configuración típica se muestra en la Figura 17. El efluente del AnMBR tiene elevadas concentraciones de nutrientes, por lo que es muy adecuado para regadío si la normativa lo permite o, en su defecto, se requiere de un tratamiento posterior. Las instalaciones AnMBR existentes ofrecen unos consumos energéticos medios de entre $-0,15 \text{ kWh/m}^3$ y $0,23 \text{ kWh/m}^3$ (Robles et al., 2018)

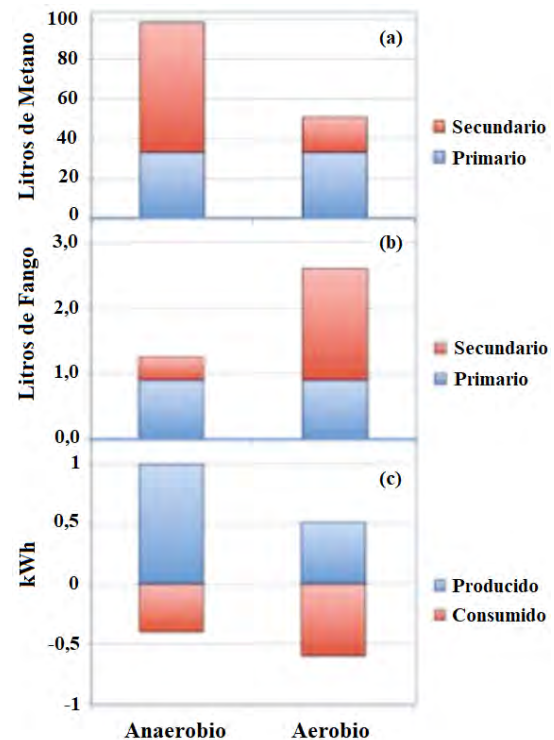


Figura 16. Diferencias entre tratamiento anaerobio y tratamiento aerobio con DA por cada m^3 de ARU tratada, en la producción de metano en el tratamiento primario y secundario (a), en la producción de fango en el tratamiento primario y secundario (b) y en la producción y consumo de electricidad (c) (Adaptada de McCarty et al., 2011)

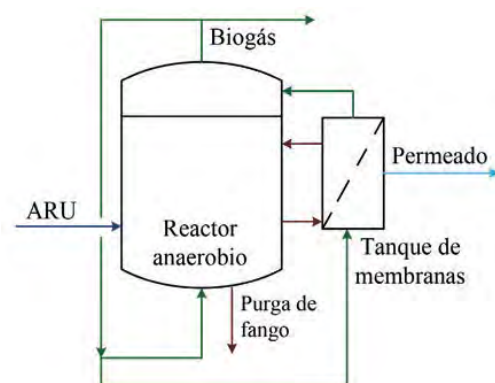


Figura 17. Configuración típica de un AnMBR mediante membranas sumergidas en un tanque externo (Robles et al., 2018).

5. CONCLUSIONES

El estudio del consumo energético asociado a la depuración de las ARU ha puesto de manifiesto la no despreciable contribución del mismo al consumo energético nacional, que de forma general supone aproximadamente el 1% del consumo nacional, aunque varía de unos países a otros desde el 0,25% hasta el 10%, dependiendo del grado de implementación de la depuración de ARU, las tecnologías empleadas en las EDAR y el consumo nacional en función del grado de desarrollo o industrialización del país. Por ello, habiendo analizando los consumos medios unitarios asociados a la depuración de ARU de distintos países y el margen de mejora respecto de aquellas instalaciones que son energéticamente autosuficientes, se considera necesario prestar atención al ahorro energético que se puede obtener de la optimización de las EDAR.

Analizando la influencia que el tamaño de la EDAR tiene sobre el consumo de energía de la misma, expresado como consumo unitario, se observa que el consumo energético unitario disminuye exponencialmente con el incremento del tamaño de la instalación, por lo que se considera adecuado incluir el consumo energético como una variable a considerar en la planificación hidrológica, con objeto de que, siempre que sea posible desde un punto de vista económico y medioambiental, se tienda a implantar EDAR grandes, que recojan las ARU de varias

poblaciones, frente a la instalación de una EDAR en cada población.

Del análisis del consumo energético de las EDAR en función de la tecnología empleada en la misma, se puede deducir que, de forma general, el consumo energético de las distintas tecnologías depende básicamente de las necesidades de aireación de la misma, que puede suponer hasta el 60% del consumo global de la EDAR, y de la existencia de DA con CHP, para el aprovechamiento del biogás producido. Por ejemplo, los lechos percoladores, que no precisan de un sistema de suministro de aireación, consumen menos energía que los FA convencionales, los FA convencionales consumen menos energía que los FA en aireación prolongada, puesto que estos últimos requieren de un mayor aporte de oxígeno debido a la elevada EF y a la estabilización aerobia del fango, y los FA con DA y CHP consumen menos energía que los FA convencionales, puesto que se aprovecha el biogás generado para recuperar calor y producir electricidad. Por lo tanto, para disminuir el consumo energético en la depuración de ARU es de vital importancia, la selección de aquellas tecnologías que consumen una menor cantidad de energía.

Por último, el estudio de la evolución del consumo energético en función de los VLE impuestos demuestra el importante impacto que genera la necesidad de eliminar nutrientes, especialmente nitrógeno, por el incremento en las necesidades de aireación y bombeo asociadas. Así mismo, se observa que

el cumplimiento de unos VLE más restrictivos conlleva también un aumento del consumo energético. Por todo ello, la administración hidráulica deberá establecer los VLE de una forma diligente, exigiendo la eliminación de nutrientes exclusivamente en aquellas situaciones en las que la catalogación del medio receptor como sensible, por la posible eutrofización de las aguas, lo requiera.

Las tendencias para aumentar la eficiencia energética en las EDAR y lograr la autosuficiencia energética, están relacionadas con dos ámbitos diferenciados: minimización del consumo energético y maximización de la recuperación de la energía del ARU.

Desde el punto de la minimización del consumo energético, la tendencia general se dirige hacia la optimización del proceso, en particular hacia la optimización del sistema de aireación, que, como se ha mencionado anteriormente, consume hasta el 60% de la energía consumida en la EDAR, mediante la sustitución de equipos por unos de mayor eficiencia, el mantenimiento adecuado de los equipos, en particular la limpieza química periódica de los difusores y, a su vez, la implementación de sistemas de control de oxígeno, con el empleo de sistemas de control basados en la lógica difusa o en la medida del oxígeno disuelto u otros parámetros como el amonio. Se presenta algún caso donde el consumo energético se ha visto reducido hasta en un 51%.

Desde el punto de vista de la maximización de la recuperación de la energía del ARU, las principales tendencias están relacionadas con la maximización de la obtención de biogás generado en la DA, para su posterior aprovechamiento térmico y eléctrico a través de un CHP. Las principales medidas utilizadas consisten en la maximización de la obtención de fango primario, con objeto de aumentar la cantidad de materia orgánica enviada a la DA sin necesidad de ser tratada aerobiamente, el empleo de sistemas de pretratamiento del fango, normalmente aplicados al fango secundario, mediante hidrólisis térmica o ultrasonidos, con objeto de acelerar la cinética de la etapa limitante de hidrólisis, y la utilización de la coDA de FORSU, aceites y grasas u otros cosustratos, para aumentar la carga orgánica enviada al digestor y, simultáneamente, valorizar otros residuos. Un claro ejemplo del impacto que estas medidas generan en el consumo energético de la EDAR es que casi todas las EDAR energéticamente autosuficientes emplean estas medidas.

Asimismo, se ha estudiado la conveniencia de tratar las corrientes de retorno de la línea de fango, que se encuentran fuertemente cargadas de nutrientes, con hasta el 25% de la cantidad total de nitrógeno en la EDAR, mediante precipitación de estruvita para recuperar el fósforo y mediante la eliminación de nitrógeno utilizando la nitrificación parcial del amonio y el tratamiento mediante bacterias anammox, con objeto de disminuir el consumo energético que se generaría si tuvieran que tratarse de forma aerobia. Existen

distintas patentes sobre ambas tecnologías que se están implantando con éxito a escala industrial en numerosas EDAR.

Por último, se han analizado someramente otras tendencias relacionadas con el aumento de la eficiencia y el grado de autosuficiencia energética. Algunas plenamente desarrolladas e implementadas en EDAR a escala industrial, como la realización de auditorías energéticas, con estudios donde han supuesto un ahorro energético de hasta el 15%, la optimización del sistema de bombeo, que puede repercutir en un ahorro energético de hasta el 10%, el empleo de fuentes de energía alternativa, como la fotovoltaica y la hidráulica, con casos como las EDAR de Aquaviva y As Samra donde ambas tecnologías respectivamente juegan un papel importante para lograr la autosuficiencia energética, y la recuperación de la energía térmica del ARU para el uso fuera de la EDAR, que mediante la disminución de 1 °C la temperatura de 1 m³ de agua podría proporcionar una equivalencia eléctrica neta de 0,26 kWh. Asimismo, se han analizado tendencias basadas en tecnologías inmaduras actualmente, que presentan un potencial de desarrollo importante, como el empleo de MFC para tratar tanto ARU como fangos e incluso el biogás generado en la DA, con objeto de producir electricidad, el uso de microalgas para tratar las aguas residuales, con el objetivo de aumentar la carga orgánica de los digestores o fabricar productos de alto valor añadido como combustibles para el transporte, bioaceites, bioplásticos, etc. mediante licuefacción hidrotermal, y la

utilización de la depuración anaerobia para el tratamiento de las ARU, debido al menor consumo energético asociado, en especial mediante AnMBR, que presenta un consumo energético unitario de entre -0,15 kWh/m³ y 0,23 kWh/m³.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Albaladejo-Ruiz, A y Albaladejo-Falcó, A. (2015). *Parametrización del consumo energético de las depuradoras de aguas residuales (levante español)*. Dyna. Enero-Febrero 2016. Vol. 91 nº1 82/87.
- AQUALIA (2018) *En marcha un nuevo sistema de Control de la Aireación en las depuradoras de Grado y Olloniego*. IAGUA. Accesible en la web: <https://www.iagua.es/noticias/aqualia/marcha-nuevo-sistema-control-aireacion-depuradoras-grado-y-olloniego>
- Ayesa, E.; de la Sota, A.; Grau, P.; Sagarna, J. M.; Salterain, A.; Suescun, J. (2006). *Supervisory control strategies for the new WWTP of Galindo- Bilbao: the long run from the conceptual design to the full-scale experimental validation*. Water Science & Technology, núm. 53(4-5), 193-201.
- Bodik I, Kubaská M. (2013) *Energy and sustainability of operation of a wastewater treatment plant*. Environ Prot Eng 39:15–24.
- Beltrán S., Lizarralde I., Ayesa E., Gorriti J., Ortega F., De la Sota A. y Villanueva J.M. (2014) *Estimación del potencial de*

- ahorro en los sistemas de aireación de las EDAR mediante la medición de la transferencia de oxígeno. Tecnoaqua, nº 5 Septiembre-Octubre, 64-72*
- Blümm W. y Torío R. (2016) *Mejora de la eficiencia energética en instalaciones en explotación. ASAGUA. Jornada Técnica: Eficiencia energética y renovación de instalaciones. SMAGUA 2016, Zaragoza, España. Vídeo de la ponencia accesible en: <https://www.youtube.com/watch?v=W3Y1EvYnYOc&index=2&t=588s&list=PL1WFkKgbfEr-cMXkH1LSvpHxqjCabgPaL>*
- Cabirol N., Barragán E.J., Durán A y Noyola A. (2003) *Effect of aluminium and sulphate on anaerobic digestion of sludge from wastewater enhanced primary treatment. Water Science & Technology, Septiembre, 48 (6), 235-240.*
- Cano R., Pérez-Elvira S.I. y Fdz-Polanco F. (2015) *Energy feasibility study of sludge pretreatments: A review. Applied Energy 149 176–185*
- Carlson S.W. y Walburger A. (2007). *Energy Index Development for Benchmarking Water and Wastewater Utilities. Awwa Research Foundation. AWWA*
- Castell D., García Ventoso M., Tormos Fibla I., Ferrer C., Morenilla J.J., Bernacer I y Basiero A. (2011) *Optimización energética del sistema de aireación de una EDAR. Análisis comparativo de dos tecnologías. Tecnología del Agua. Marzo. 2-11*
- Cieřlik B. y Konieczka P. (2017) *A review of phosphorus recovery methods at various steps of wastewater treatment and sewage sludge management. The concept of “no solid waste generation” and analytical methods. Journal of Cleaner Production 142, 1728-1740*
- Chae K-J, Kang J. *Estimating the energy independence of a municipal wastewater treatment plant incorporating green energy resources. Energy Convers Manage 75, 664–72.*
- Cooley H. y Wilkinson R. (2012) *Implications of Future Water Supply Sources for Energy Demands. WateReuse Research Foundation.*
- De la Sota, A.; Beltrán, S.; Ayesa, E. (2013). *Optimización por simulación de estrategias de operación para la EDAR de Galindo. XXXII Jornadas Técnicas AEAS, 12-14 junio, Donostia- San Sebastián, España.*
- DIRECTIVA 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. Accesible en la web: https://www.mapama.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/directiva2000_60marcoaguas_tcm30-162987.pdf*
- Directiva 2012/27/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 25 de octubre de 2012, relativa a la eficiencia energética, por la que se modifican las*

- Directivas 2009/125/CE y 2010/30/UE, y por la que se derogan las Directivas 2004/8/CE y 2006/32/CE.* Diario Oficial de la Unión Europea. Accesible en la web: <https://www.boe.es/doue/2012/315/L0001-00056.pdf>
- DIRECTIVA DEL CONSEJO de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (91/271/CEE).* Diario Oficial de las Comunidades Europeas. Accesible en la web: <https://www.boe.es/doue/1991/135/L0040-00052.pdf>
- EIONET. Accesible en la web: http://cdr.eionet.europa.eu/es/eu/uwwt/envwscqfa/Q2017_UWWTDArt15_20180718.xls/manage_document
Accedido el 4 de agosto de 2018.
- Estrategia Energética 2020. Accesible en la web: <https://ec.europa.eu/energy/en/topics/energy-strategy-and-energy-union/2020-energy-strategy>
- Estrategia Energética 2030. Accesible en la web: <https://ec.europa.eu/energy/en/topics/energy-strategy-and-energy-union/2030-energy-strategy>
- Feng L., Ouedraogo A., Manghee S. y Danilenko A. (2012), *A Primer on Energy Efficiency for Municipal Water and Wastewater Utilities*, Banco Mundial, Washington, D.C.
- Ferrer, J., Aguado, D., Barat, R., Serralta, J. y Lapuente, E. (2016) *Huella energética en el ciclo integral del agua en la Comunidad de Madrid*. Fundación Canal.
- Ferro G. y Lentini E. (2015). *Eficiencia energética y regulación económica en los servicios de agua potable y alcantarillado*. Serie Recursos Naturales e Infraestructura. Naciones Unidas. CEPAL.
- Frijns J., Hofman J. y Nederlof M. (2013) *The potential of (waste)water as energy Carrier*. *Energy Conversion and Management* 65, 357–363
- FuturEnviro (2017) *Primera planta de recuperación de fósforo en España*. FuturEnviro, Junio, 13-18
- Gandiglio M., Lanzani A., Soto A., Leone P y Santarelli M. (2017) *Enhancing the Energy Efficiency of Wastewater Treatment Plants through Co-digestion and Fuel Cell Systems*. *Frontiers in Environmental Science*. October. Volumen 5. Artículo 70.
- Gikas P. (2016) *Towards energy positive wastewater treatment plants*. *Journal of Environmental Management*, 1-9
- González González M.G., Melián Navarro A., Molina-Martínez J.M. y RuizCanales A. (2016) *Medidas de ahorro y eficiencia energética de carácter innovador en estaciones depuradoras de aguas residuales*. I Jornada agua y sostenibilidad en los procesos productivos de cuencas deficitarias. 17 de marzo. Universidad de Murcia. Murcia. España
- Gurieff N., Højsgaard S., Nielsen B. y Rodrigo J.G. (2014) *Optimización de la*

- eficiencia energética y producción de biogás: EXELYS™ proceso de hidrólisis térmica en continuo.* AGUASRESIDUALES.INFO. Septiembre. Accesible en la web: <https://www.aguasresiduales.info/revisita/articulos/optimizacion-de-la-eficiencia-energetica-y-produccion-de-biogas-exelys-tm-proceso-de-hidrolisis-termica-en-continuo>
- Gu Y., Li Y., Li X., Luo P., Wang H., Robinson Z.P., Wang X, Wu J., Li F. (2017) *The feasibility and challenges of energy self-sufficient wastewater treatment plants.* Applied Energy 204, 1463–1475
- Hao X., Liu R. y Huang X. (2015) *Evaluation of the potential for operating carbón neutral WWTPs in China.* Water Research 87, 424-431
- Hardy, L.; Garrido, A. & Juana, L. (2012). *Evaluation of Spain's Water-Energy Nexus.* International Journal of Water Resources Development, 28(1), Special Issue: Water Policy and Management in Spain. Taylor & Francis, Leiden, the Netherlands.
- Hellstedt C. et al. 2010. *Increased biogas production at the Henriksdal Wastewater Treatment Plant (WWTP).* BIOGASMAX - Integrated Project No 019795.
- Hernández-Sancho F., Molinos-Senante M. y Sala-Garrido R. (2011). *Energy efficiency in Spanish wastewater treatment plants: a non-radial DEA approach.* Sci Total Environ. 409:2693–9.
- Hoffman A. (2012), *The Connection: Water Supply and Energy Reserves.* Water Industry News.
- IDAE (2007) *Biomasa Digestores anaerobios.* Instituto para la Diversificación y el Ahorro de la Energía (IDAE). Madrid.
- IDAE (2010). *Estudio de Prospectiva. Consumo energético en el sector del agua.* Instituto para la Diversificación y el Ahorro de la Energía (IDAE). Madrid.
- INE (2014): Accesible en los siguientes sitios web:
http://www.ine.es/prodyser/espa_cifras/2017/index.html#1 Accedido el 13 de agosto de 2018
<http://www.ine.es/jaxi/Datos.htm?path=/t26/p067/p01/serie/10/&file=01006.px> Accedido el 12 de agosto de 2018
<http://www.ine.es/jaxi/Datos.htm?path=/t26/p067/p01/serie/10/&file=01005.px> Accedido el 12 de agosto de 2018
- INE (2018). Accesible en la web: <http://www.ine.es/dyngs/INEbase/listaoperaciones.htm> Accedido el 5 de agosto de 2018
- Irizar I y Craamer P. (2016) *ArtICA4nr-Mejora de la eco-eficiencia y sostenibilidad en EDAR con eliminación de nutrientes.* Jornada Técnica: Eficiencia energética y renovación de instalaciones. SMAGUA, Zaragoza, España. Vídeo de la ponencia accesible en la web:

- <https://www.youtube.com/watch?v=y84M43hNVXY&list=PL1WFkKgbfEr-cMXkH1LSvpHxqjCabgPaL&index=4>
- Kakati S., West H., Clarke M. y Baruah D.C. (2016) *Phosphorus recovery as struvite: Recent concerns for use of seed, alternative Mg source, nitrogen conservation and fertilizer potential*. Resources, Conservation and Recycling 107, 142–156
- Khiewwijit R. (2016) *New wastewater treatment concepts towards energy saving and resource recovery*. PhD thesis, Wageningen University, Wageningen, NL 2-6
- Klein G., Krebs M., Hall V., O'Brien T and Blevins B. (2005) *California's Water-Energy Relationship*. CEC-700-2005-011-SF.
- Lazarova V., Choo K.-H. y Cornel P. (2012) *Meeting the challenges of the water-energy nexus: the role of the reuse and wastewater treatment*. WATER21, abril, 12-17.
- Mantecón, R., Morcillo, F., Soria, P. y Borge, A. (2015). *Hacia un funcionamiento económicamente competitivo, sostenible y alternativo en la gestión de las aguas residuales en España*. CONAMA 2014
- Martí N., Barat R., Seco A., Pastor L. y Bouzas A. (2017) *Sludge management modeling to enhance P-recovery as struvite in wastewater treatment plants*. Journal of Environmental Management 196, 340-346
- Mas E. y Almuzara C. (2016) *Gestión energética en el saneamiento en Cataluña*. ASAGUA. Jornada Técnica: Eficiencia energética y renovación de instalaciones. SMAGUA, Zaragoza, España. Vídeo de la ponencia accesible en la web: <https://www.youtube.com/watch?v=aPakQkj5RM&index=2&list=PL1WFkKgbfEr-cMXkH1LSvpHxqjCabgPaL>
- Mata J. y Dosta J. (2018) *La codigestión: Revisión de una realidad muy ventajosa en los aspectos medioambientales y económicos de la digestión anaerobia*. Depuración de aguas residuales: digestión anaerobia. Colección: Cátedra FACSA de Innovación en el Ciclo Integral del Agua. 197-216
- McCarty P.L., Bae J. y Kim J. (2011) *Domestic Wastewater Treatment as Net Energy Producer-Can This be Achieved?* Environmental Science&Technology. 45, 7100–7106
- Moñino P. (2017) *Estudio de viabilidad de la incorporación de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) al tratamiento de aguas residuales mediante la tecnología de biorreactor de membranas anaerobias (AnMBR)*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia. España.
- Morales N., Val del Río A., Vázquez J.R., Méndez R., Mosquera-Corral A. y Campos J.L. (2015) *Integration of the Anammox process to the rejection*

- water and main stream lines of WWTPs. *Chemosphere* 140, 99–105
- Ni S.-Q. y Zhang J. (2013) *Anaerobic Ammonium Oxidation: From Laboratory to Full-Scale Application*. Hindawi Publishing Corporation BioMed Research International, Artículo ID 469360, 10 pag.
- Ødegaard Hallvard (2016) *A road-map for energy-neutral wastewater treatment plants of the future based on compact technologies (including MBBR)*. *Front. Environ. Sci. Eng.*, 10(4): 02
- Olsson G. (2012) *Water and energy nexus*. In: Meyers RA, editor. *Encyclopedia of sustainability science and technology*. New York, NY: Springer New York; p. 11932–46.
- ONU (2017) *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas Residuales El Recurso Desaprovechado*. Paris. Accesible en la web: <http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002476/247647s.pdf>
- Plan Nacional de Calidad de las Aguas: Saneamiento y Depuración 2007-2015*. Accesible en la web: https://www.mapama.gob.es/es/agua/planes-y-estrategias/PlanNacionalCalidadAguas_tcm30-279844.pdf
- Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales (1995-2005)*. Accesible en la web: <https://www.boe.es/boe/dias/1995/05/12/pdfs/A13808-13824.pdf>
- Plappally A. (2012) *Energy requirements for water production, treatment, end use, reclamation, and disposal*. *Renew Sustain Energy Rev.* 16:4818–48.
- Rama E. (2014) *Estruvita, el problema que se convirtió en solución*. IAGUA. Accesible en la web: <https://www.iagua.es/blogs/elena-rama/estruvita-el-problema-que-se-convirtio-en-solucion>
- Real Decreto 56/2016, de 12 de febrero, por el que se transpone la Directiva 2012/27/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 25 de octubre de 2012, relativa a la eficiencia energética, en lo referente a auditorías energéticas, acreditación de proveedores de servicios y auditores energéticos y promoción de la eficiencia del suministro de energía*. Boletín oficial del Estado número 38 de 13 de febrero de 2016. Accesible en la web: <https://www.boe.es/boe/dias/2016/02/13/pdfs/BOE-A-2016-1460.pdf>
- Red Eléctrica de España (2017)*. Accesible en la web: http://www.ree.es/sites/default/files/downloadable/avance_informe_sistema_electrico_2017_v3.pdf
- Robles A., Giménez J.B., Ruano M.V., Jerrer J. y Seco A. (2018) *MBR anaerobio: alternativa tecnológica para transformar las estaciones depuradoras de agua residual urbana en instalaciones de recuperación de*

- recursos. Depuración de aguas residuales: digestión anaerobia. Colección: Cátedra FACSA de Innovación en el Ciclo Integral del Agua. 89-113
- Rougé P., Poch M., Rodríguez P. y Pérez A. (2014). *Hidrólisis térmica en continuo: recuperando energía del agua*. Tecnoaqua. Marzo-Abril, 92-96
- Sanz M. (2014) *Estudio de la recuperación de fósforo en la EDAR de Arazuri-Pamplona*. TFM. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia. España
- Shen Y., Linville J. L., Urgun-Demirtas M., Mintz M.M. y Snyder S. W. (2015) *An overview of biogas production and utilization at full-scale wastewater treatment plants (WWTPs) in the United States: Challenges and opportunities towards energy-neutral WWTPs*. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 50, 346–362
- Silva Vieira, Abel (2012), *Uso racional de água em habitações de interesse social como estratégia para a conservação de energia em Florianópolis, Santa Catarina, Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina*.
- Simón P., Lardín C. y Abellán M. (2012) *Optimización energética en EDAR de la Región de Murcia*. Ingeniería Civil, 168, 93-112
- Simón P., Lardín C., Cacho C. y García M. (2015) *Transferencia de oxígeno: evaluación rápida de la eficiencia de los sistemas de aireación*. Tecnoaqua, nº 15. Septiembre-Octubre, 92-101
- Tao G., Kekre K., Oo M.H., Viswanath B., Yusof A.M., Seah H. (2010) *Energy reduction and optimisation in membrane bioreactor systems*. Water Practice Technol, 5:wpt2010088.
- Tecnoaqua (2014). Accesible en la web: <https://www.tecnoaqua.es/noticias/20140107/video-proceso-hidrolisis-termica-continuo-lodos-depuradora#.W40QQegzaUk>
- UE (2017). Accesible en la web: <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2017:0749:FIN:ES:PDF>
- UNESCO (2014) *Water and Energy*. The United Nations World Water Development Report 2014.
- Ustrel García D., Aguirre Morales P., Subirà Ribas M., Ramírez González G. y Robustré Cartró J. (2015) *Optimización energética de plantas de depuración compactas de fangos activos para pequeñas comunidades (100-700 he)*. Tecnoaqua nº14 Julio-Agosto, 72-81
- Val del Río A., Morales N., Vázquez-Padin J.R., Fernández-González R., Campos J.L., Mosquera-Corral A. y Méndez R. (2014) *Desarrollo de una tecnología para eliminación de nitrógeno en EDARs a partir del descubrimiento del proceso Anammox*. Ingeniería Ambiental. Noviembre, 18-26
- Wang H, Yang Y, Keller AA, Li X, Feng S, Dong Y-N, et al. (2016) *Comparative analysis of energy intensity and carbon*

emissions in wastewater treatment in USA, Germany, China and South Africa. Appl Energy, 184:873–81.

Wehrle (2015) *Eliminación de nitrógeno en retornos de deshidratación. Aguasresiduales.info, nº 4, 8-12*

Yang L., Zeng S., Chen J., He M., Yang W. (2010). *Operational energy performance assessment system of municipal wastewater treatment plants. Water Sci Technol. 62:1361–70*

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS



**MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

**Bioelectrosíntesis de ácidos orgánicos a partir de CO₂
empleando electrodos de lecho fluidizado**

*Bioelectrosynthesis of organic acids from CO₂ using
fluidized bed electrodes*

AUTORA:
María Llorente Remartínez

DIRECTORES:
Abraham Esteve Núñez (UAH)
Sara Tejedor (IMDEA)

Alcalá de Henares, 25 de septiembre de 2018

INDICE

RESUMEN.....	186
1. INTRODUCCIÓN.	
JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS	187
1.1. Introducción a los sistemas electroquímicos microbianos	187
1.2. Fundamentos de la Bioelectrogénesis	188
1.3. Estado del arte de la Bioelectrogénesis	190
1.4. Objetivos.....	191
2. MATERIALES Y MÉTODOS.	192
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	199
3.1. Montaje y diseño del ME- FBR	199
3.2. Enriquecimiento de un consorcio microbiano autótrofo para producción de ácidos orgánicos	200
3.3. Estudio de bioelectrosíntesis de ácidos en un ME-FBR de tres fases	201
3.4. Discusión	213
4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	216
5. BIBLIOGRAFÍA	217
6. ANEXOS	219

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Composición de 1L de medio mínimo basal y del medio específico para *Geobacter sulfurreducens* 193

Tabla 2. Producción teórica de ácido acético e hidrógeno calculada a partir de la carga consumida por el electrodo fluidizado. Se considera que el CO² no es limitante en este cálculo. El cálculo del TOC teórico (a partir de la corriente consumida) se ha realizado considerando que la corriente consumida se destina a reducir el CO² a ácido acético 208

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Principio de electrosíntesis microbiana en el cátodo. Referencia Bajracharya (2016).....	188
Figura 2. Representación esquemática simplificada de la ruta metabólica Wood-Ljungdahl, utilizada para reducir en CO ² utilizando el H ₂ como donador de electrones. Referencia Vilanova (2016).....	189
Figura 3. Fotos del cultivo en discontinuo (a); reactor ME-FBR en continuo (b).....	192
Figura 4. Esquema del reactor ME-FBR y sus componentes	195
Figura 5. Esquema del sistema en estudio operado en continuo. La línea azul se corresponde con la recirculación del gas de la parte superior del reactor a la parte inferior para fluidizar el lecho. La línea verde se corresponde con el influente y las negras, con el efluente.....	196
Figura 6. Concentración del ácido acético en los cultivos en discontinuo realizados a partir de la biomasa 1 y la 2	201
Figura 7. A) Corriente consumida con respecto al tiempo en el cátodo sin partículas de carbón vítreo. B) Potencial aplicado al sistema, la densidad óptica (OD 600 nm) y la producción del ácido acético y fórmico detectado por el HPLC. Las líneas verdes verticales se corresponden con los días en los que se cambió el medio y se realizó un nuevo inóculo.....	203
Figura 8. Imágenes de la microscopía electrónica de barrido de la placa de grafito del cátodo. A: control abiótico. B, C y D imágenes de la plancha del reactor inoculado con microorganismos.....	204
Figura 9. A) Densidad de corriente en el cátodo fluidizado. B) Densidad óptica medida a 600 nm y concentración de ácido acético, fórmico y propiónico (mM) para el periodo experimental del reactor operado en discontinuo. Las líneas verdes verticales se corresponden con los días en los que se cambió el medio y se realizó un inóculo	206
Figura 10. A) Densidad de corriente en el cátodo fluidizado en continuo. B) Densidad óptica medida a 600 nm y concentración de ácido acético y fórmico (mM) para el periodo experimental del reactor operado en continuo. La línea verde vertical se corresponde con el día en el que se cambió la velocidad de la bomba y el TRH pasó de 41 h a 20 h.	207
Figura 11. A) Representación de la cantidad de carbono orgánico total, carbono inorgánico y carbono total medido experimentalmente relacionado con el potencial aplicado al sistema y la formación de hidrógeno a lo largo de los 30 días que el sistema fue operado en continuo. B) Densidad óptica medida a 600nm, relacionada con el potencial, la concentración de ácido acético y la concentración de hidrógeno. La línea roja se corresponde con el cambio de discontinuo a continuo y la línea verde con el cambio de TRH de 41 h a 20 h dentro del reactor.	209
Figura 12. Representación de las voltametrías cíclicas del sistema con cátodo de papel de grafito antes de que se hiciera el primer inóculo, abiótico, línea negra; a los	

12 días de haberlo inoculado, línea roja, y a los 25 días, línea azul211

Figura 13. Representación de las voltametrías cíclicas del sistema con el cátodo de papel de grafito sin el lecho fluidizado, en negro; con carbón vítreo añadido a los 18 días, línea roja y a los 46 días, línea azul.....212

Figura 14. Representación de voltametrías cíclicas de papel sin lecho fluidizado, línea negra; con el lecho fluidizado, línea roja; con el sistema en continuo a los 21 días, línea azul; y en continuo a los 42 días, línea verde oliva.....213

Figura 15. Potencial termodinámico (frente a electrodo de referencia SHE) de la reacción de producción de hidrógeno frente a la presión parcial del H₂ (pH₂) según la ecuación de Nerst. Dicha ecuación demuestra como el potencial del electrodo para una solución acuosa en equilibrio con H₂ gas es dependiente del pH. Referencia de May et al., (2016).....215

ABREVIATURAS

BES: sistema bioelectroquímico.

BES: inhibidor de la metanogénesis, ácido 2-bromoetanosulfónico.

CA: cronoamperometría.

CV: voltametría cíclica.

IC: carbono inorgánico.

ID: diámetro interno.

ME-FBR: Reactor de lecho fluidizado electroquímico microbiano.

MES: sistemas electroquímicos microbianos.

MET: tecnologías electroquímicas microbianas.

MFC: pila microbiana de combustible.

SEM: microscopia electrónica de barrido.

TC: carbono total.

TOC: carbono orgánico total.

TRH: tiempo de retención hidráulico.

RESUMEN

Este proyecto pretende estudiar un nuevo diseño de tecnología electroquímica microbiana para el proceso de bioelectrosíntesis microbiana. En dicho proceso se lleva a cabo la reducción de CO_2 a partir de los electrones cedidos por un cátodo y mediada por microorganismos. Los microorganismos capaces de mediar esta reacción se encuentran en distintos ambientes como las aguas residuales y los fangos que se obtienen de su tratamiento.

El estudio se centró en el diseño de un reactor de tres fases, sólido-líquido-gas, con un biocátodo fluidizado cuya función principal fue estimular reacciones mediadas por microorganismos de reducción, sustituyendo de esta forma a compuestos donadores de electrones, como el hidrógeno, o diversos sustratos orgánicos. Dicho cátodo se polarizó de forma que se comportara como el donador de electrones para la síntesis de ácidos orgánicos, ácido acético más concretamente, a partir de la reducción de CO_2 . Para ello se enriquecieron previamente cultivos mixtos a partir de lodo de la planta de tratamiento de aguas residuales de Guadalajara empleando H_2 como donador de electrones y CO_2 , con el fin de seleccionar comunidades microbianas autótrofas y acetogénicas. Estos cultivos se inocularon en el reactor fluidizado, empleando como donador de electrones sólo el cátodo fluidizado y CO_2 como fuente de carbono.

El reactor de este proyecto fue diseñado de forma que pudiera albergar un cátodo con partículas conductoras de la electricidad fluidizadas mediante la recirculación de gas. El reactor se operó en cuatro etapas, todas ellas en anaerobiosis; las tres primeras en modo de alimentación en discontinuo y la cuarta operando en continuo. Los ensayos realizados con el fluidizado confirmaron la viabilidad del empleo de un lecho de partículas conductoras de la electricidad y su fluidización, mediante un gas, como cátodo en un sistema bioelectroquímico. Además, los controles en condiciones abióticas descartaron que la producción de ácidos fuera puramente electroquímica. Se observó además un descenso sustancial de la corriente consumida en presencia del lecho de partículas conductoras, al compararlo con la corriente consumida con el papel de grafito como único cátodo, lo que confirmó el papel del cátodo fluidizado como donador de electrones y su función relevante en la bioelectrosíntesis de ácidos orgánicos.

Tanto en los ensayos en modo discontinuo como en continuo se detectó ácido acético en distintas concentraciones en el medio del reactor. El sistema se operó fijando el cátodo fluidizado a varios potenciales para estudiar el proceso de electrosíntesis microbiana de ácido acético de forma directa o mediada por hidrógeno (producido electroquímicamente). Mediante el empleo de la técnica voltametría cíclica se pudieron observar diferencias en la interacción bacteria-electrodo que confirmaron, por una parte la presencia de

microorganismos electroactivos, y, por otra, la influencia de la variación de diversos parámetros (modo de operación, potencial de electrodo) sobre esta interacción.

El diseño del reactor y los materiales seleccionados para su operación fueron los adecuados para la producción microbiana de ácido acético a partir del CO₂ con un cátodo como donador de electrones. Este ácido graso fue detectado cuando se inoculó el reactor y el potencial aplicado fue de -1V. En estas condiciones también se detectaron concentraciones de otros ácidos grasos, como ácido fórmico y propiónico, lo que se interpretó como que el ácido acético podría ser a su vez precursor para la formación microbiana de otros ácidos orgánicos. Los electrones necesarios en la reducción del ácido acético para dar lugar a ácidos orgánicos de cadena más larga pudieron provenir del H₂, producido tanto electroquímicamente como mediada por microorganismos; y de la interacción cátodo-microorganismo, que se ve aumentada al tratarse de un cátodo fluidizado y en suspensión. Este estudio es una prueba de concepto en el que se demuestra que el diseño y las condiciones de operación aplicadas en el reactor fueron suficientes para producir ácido acético, aunque haya sido en pequeñas concentraciones. Sin embargo estas condiciones de operación del sistema se deben optimizar para obtener valores mayores y más estables de ácidos orgánicos.

1. INTRODUCCIÓN. JUSTIFICACIÓN Y OBJETIVOS

1.1. Introducción a los Sistemas Electroquímicos Microbianos

La electroquímica microbiana estudia la aplicación y los fundamentos de las interacciones entre células microbianas vivas y electrodos (conductores de electrones, materiales capacitivos...) (Schröder et al., 2014). Las tecnologías electroquímicas microbianas (MET, por sus siglas en inglés) son sistemas que requieren un estudio interdisciplinar que integra microbiología, electroquímica, ciencia de materiales, ingeniería y otras áreas relacionadas. Las MET no sólo proporcionan un ambiente único para entender la inmensa electroquímica microbiana inexplorada, sino que también ofrecen una plataforma flexible para muchas tecnologías de ingeniería todavía por desarrollar. La electroquímica microbiana es un campo prometedor con docenas de funciones y las que están aún por descubrir. (Wang et al., 2013).

Los MES se pueden clasificar en MFC (Microbial Fuel Cells), MECs (Microbial Electrolysis Cells), MES (Microbial Electrosynthesis Cells), MRC (Microbial Remediation Cells) o MDC (Microbial Desalination Cells) según su aplicación y en función del modo de operación empleado.

Todas estas tecnologías han emergido como unos sistemas novedosos reconocidos como nexo de unión entre agua-energía por sus

atractivas aplicaciones en el tratamiento y depuración del agua. (Tejedor, 2016).

En la mayoría de estas tecnologías aplicadas al tratamiento de aguas residuales, los microorganismos se encuentran en el ánodo, (bioánodo), oxidando la materia orgánica biodegradable de las aguas residuales y cediendo los electrones a un electrodo, generando de esta forma energía eléctrica o productos reducidos (Logan, 2011). Con la utilización de biocátodos se invierte el proceso: los microorganismos consumen energía eléctrica con la que sintetizan productos reducidos. Este proceso se conoce como electrosíntesis microbiana y tiene lugar en MES. Dicha aplicación ha sido menos desarrollada que las MET que emplean un ánodo como aceptor de electrones, pero resulta prometedora por su capacidad para sintetizar, a partir de microorganismos,

productos de valor añadido (Huang et al., 2011).

1.2. Fundamentos de la bioelectrosíntesis

La transformación bioelectroquímica del CO_2 en compuestos de valor añadido, como combustibles, utilizando la electricidad como fuente de energía, se define como electrosíntesis microbiana (MES) (Nevin et al., 2010) debido a las similitudes con la fotosíntesis. La reducción de compuestos diferentes al dióxido de carbono se nombra electrotransformación.

En la Figura 1., se puede observar un esquema del proceso de la bioelectrosíntesis microbiana, donde el CO_2 se reduce a compuestos orgánicos como el acetato, el butirato, el etanol, etc., a partir de electrones cedidos por el cátodo.

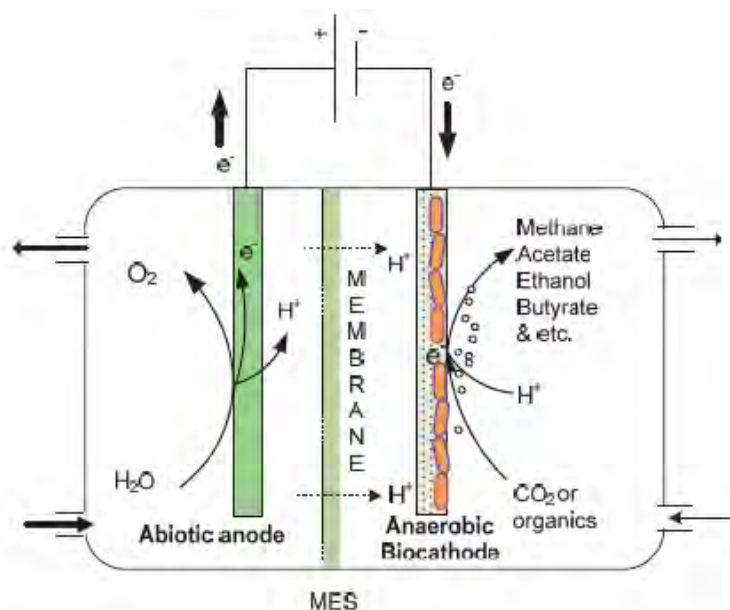


Figura 1. Principio de electrosíntesis microbiana en el cátodo. Referencia Bajracharya (2016)

Las rutas más antiguas conocidas para la fijación de CO_2 son la fotosíntesis y la Wood-Ljungdahl, también conocida como la ruta reductora del acetil- CoA presente en bacterias homoacetogénicas y acetogénicas.

(Martin, 2012) (Latif et al., 2014). *Clostridium* spp. y *Sporomusa* spp. son bacterias homoacetogénicas que utilizan esta ruta metabólica para reducir el CO_2 a acetato. (Schuchmann et al., 2014).

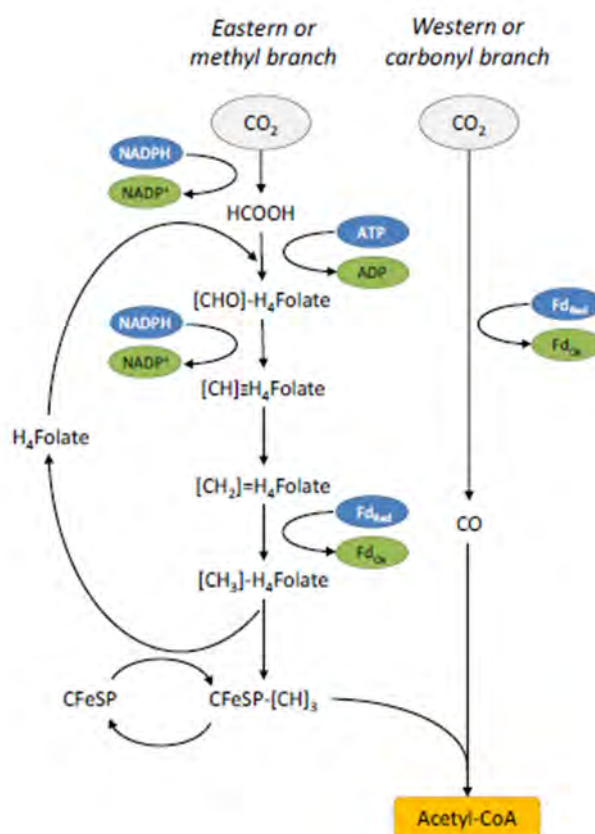


Figura 2. Representación esquemática simplificada de la ruta metabólica Wood- Ljungdahl, utilizada para reducir el CO_2 utilizando el H_2 como donador de electrones. Referencia Vilanova (2016)

Muchos de los estudios en bioelectrosíntesis se centran en la producción de ácido acético ya que aunque el acetato tenga bajo valor económico, una mayor consideración es que el acetato se forma del acetyl coenzima A (acetyl-CoA) que es el intermediario principal para la producción de un amplio rango de

compuestos químicos como posibles combustibles líquidos fáciles de transportar. (Nevin et al., 2010).

En la electrosíntesis microbiana, el principal donador de electrones es el cátodo (Nevin et al., 2011). Los mecanismos con los que se transfieren los electrones del electrodo a los

microorganismos no están tan definidos como ocurre en los bioánodos de las MFC, aunque las teorías se basan en sistemas muy similares: o bien por contacto directo entre el electrodo y la célula o bien por intermediarios que excreta el microorganismo para llevar a cabo una transferencia indirecta. (Huang et al., 2011). En la electrosíntesis microbiana el H_2 podría ser un mediador en la transferencia de electrones (abióticamente o biocatalíticamente generado) como posible mecanismo de transferencia de electrones desde los electrodos a los microorganismos acetogénicos. Además se observó que los microorganismos productores de H_2 podían mantener un crecimiento autotrófico y se regeneraban bajo condiciones puramente catódicas sin ninguna fuente externa de electrones o de carbón orgánico. Alternativamente, los electrones podrían ser distribuidos directamente desde el cátodo o por otros mediadores solubles distintos al H_2 a las bacterias acetogénicas. (Jourdin et al., 2015)

Los potenciales teóricos de reducción del H_2 , según Bajrachaya (Bajracharya et al., 2017), son -0,614 V (vs Ag/AgCl) a un pH 7 y el del HCO_3^- a acetato es -0.48 V (vs Ag/AgCl) a un pH 7, pero en los reactores el potencial del cátodo tiene que ser mucho más bajo para superar las resistencias y las pérdidas del electrodo.

1.3. Estado del arte de la bioelectrosíntesis

La electrosíntesis microbiana proporcionaría una solución al almacenaje y transporte de electricidad como un producto de valor añadido. Por ejemplo, la generación de energía solar y eólica no siempre está sincronizada con la demanda y su almacenaje no es práctico además, en muchos casos, la producción debería estar localizada en sitios poco favorables y el transporte hasta esas zonas acarrearía muchos problemas. La producción de un combustible líquido, transportable, a través de la electrosíntesis microbiana es particularmente atractiva debido al valor añadido a la electricidad producida, a la compatibilidad con las infraestructuras existentes de distribución y almacenaje, no emisiones de CO_2 , si éste es reducido, y la compatibilidad con los sistemas actuales de combustión.

Las tecnologías basadas en la electrosíntesis microbiana han estudiado la electroactividad tanto de cultivos puros como de cultivos mixtos; diferentes diseños de reactores, desde tubulares, (Batlle-Vilanova et al., 2017), cuadrados, reactores cuya fuente de electricidad era una placa fotovoltaica, como en el experimento de Nevin; biocátodos y bioánodos en un mismo reactor. (Jeremiasse et al, 2010); o diseños como el que se presenta en este trabajo de un reactor tubular con un cátodo fluidizado. En bioelectrosíntesis, las reacciones se basan principalmente en que los microorganismos pueden tomar los electrones de forma directa

del electrodo para reducir el CO₂ u otros compuestos, o también puede tener lugar de forma indirecta mediada por la formación de hidrógeno bien de forma biológica o puramente electroquímica (Jourdin, et al., 2016). En este último caso, los microorganismos normalmente permanecen en suspensión, de forma planctónica en el medio. Por ello, la utilización de un cátodo fluidizado para bioelectrosíntesis favorecería la interacción bacteria-electrodo al estar ambos elementos en suspensión en el medio, y, por otra parte, favorecería la difusión y mezcla del hidrógeno en el medio, optimizando su utilización por parte de los microorganismos acidogénicos.

Estos tipos de sistemas de electrosíntesis podrían ser instalados en las estaciones de tratamiento de aguas residuales, el biogás generado en los digestores anaerobios que no se aprovecha para calentar equipos, se podría utilizar como fuente de CO₂ para la bioelectrosíntesis.

1.4. Objetivos

El objetivo principal de este proyecto es el diseño y operación de un reactor bioelectroquímico microbiano de fase líquido-sólido fase líquido-sólido-gas para la bioelectrosíntesis de ácidos orgánicos, principalmente ácido acético, a partir de CO₂.

Para la consecución de dicho objetivo se han establecido las siguientes actividades:

- Construcción y diseño de un reactor fluidizado electroquímico microbiano (por sus siglas en inglés, ME-FBR) de dos cámaras, actuando el material fluidizado como cátodo en una de las cámaras.
- Enriquecimiento de microorganismos autótrofos acidogénicos (sintetizadores de ácidos orgánicos) empleando donadores de electrones solubles para su posterior uso en el ME-FBR.
- Prueba de concepto de la viabilidad de la bioelectrosíntesis de ácidos orgánicos en el cátodo fluidizado de un ME-FBR.
- Estudio de la influencia del potencial del cátodo sobre el proceso de bioelectrosíntesis de ácidos orgánicos
- Caracterización cualitativa de la interacción bacteria-cátodo fluidizado mediante técnicas electroquímicas.

2. Materiales y métodos

Cepas bacterianas y condiciones de crecimiento. Las dos formas de cultivo utilizadas en el sistema en estudio fueron: cultivo en discontinuo y en continuo.

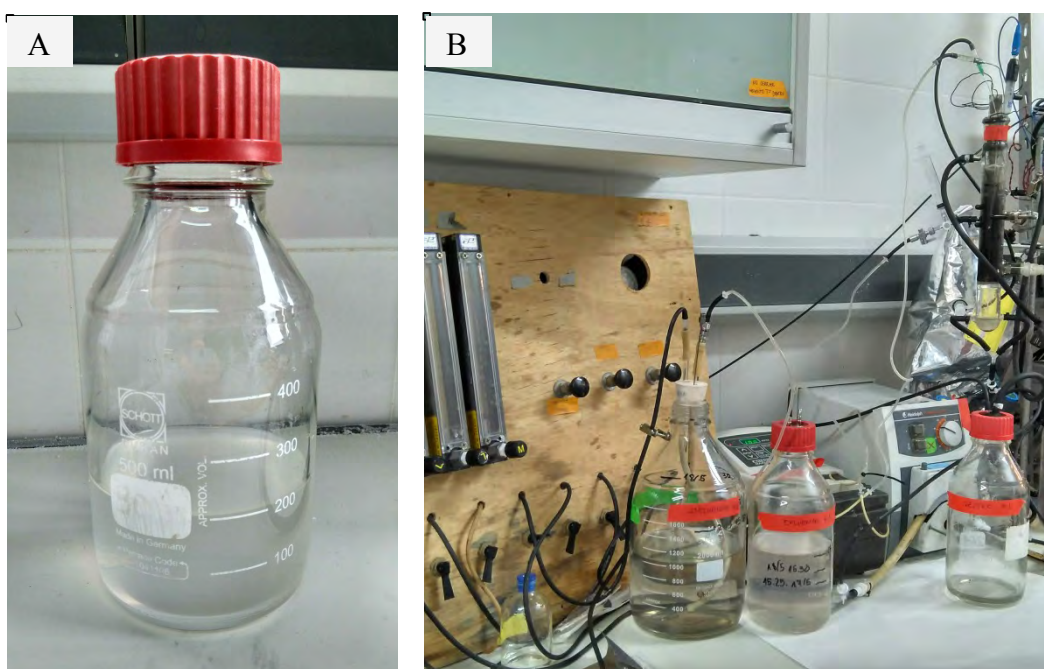


Figura 3. Fotos del cultivo en discontinuo (a); reactor ME-FBR en continuo (b).

La biomasa utilizada en este proyecto procedía de la estación depuradora de aguas residuales de Guadalajara. Se recogió biomasa de dos zonas diferentes: de la línea de fangos (biomasa 1) y de la zona anóxica del reactor biológico (biomasa 2).

En el laboratorio se realizó un inóculo de cada tipo de biomasa (1 mL) en botellas de cultivo anaerobio cerradas herméticamente con un septum de butilo que contenían medio mínimo basal (50 mL). En la tabla 1 se muestran las cantidades necesarias para la preparación del medio mínimo basal, el pH se ajustó a 7. Para evitar la proliferación de

microorganismos metanogénicos, se empleó un inhibidor de la metanogénesis (ácido 2-bromoetanosulfónico, BES) tal como se puede encontrar en la bibliografía, (May et al, 2016). El medio de dichas botellas se preparó burbujeando previamente el líquido 20 min con $H_2:CO_2$ (20:80 en volumen), y el espacio gaseoso durante 5 min para eliminar el oxígeno. De esta forma, se forzó el enriquecimiento de microorganismos anaerobios capaces de emplear H_2 como donador de electrones, y bicarbonato como aceptor. Los cultivos se mantuvieron a 30 °C.

Por otra parte, se cultivó la bacteria *Geobacter sulfurreducens* en botellas de (Tabla 1) con pH ajustado a 7, que contenía acetato como donador de electrones y fumarato como aceptor de electrones. Se eliminó el oxígeno burbujeando el líquido durante 20 min con N₂:CO₂ (20:80 en volumen) y el espacio gaseoso durante 5 min.

anaerobiosis con 50 mL de medio específico

Las botellas se esterilizaron en un autoclave (20 min a 120 °C) para mantener las condiciones de esterilidad. Todos los cultivos se mantuvieron a 30 °C. Una vez las botellas estuvieron estériles se realizó en inóculo.

Tabla 1. Composición de 1 L de medio mínimo basal y del medio específico para *Geobacter sulfurreducens*.

Compuesto	Medio mínimo basal	Medio <i>Geobacter sulfurreducens</i>
NaHCO ₃	2,5 g	2,5 g
NH ₄ Cl	0,5 g	0,5 g
NaH ₂ PO ₄ ·2H ₂ O	0,41 g	0,41 g
KCl	0,1 g	0,1 g
Vitaminas y minerales	10 mL/L	10 mL/L
(Composición en Anexos)		
Ácido 2- bromoetanosulfónico	2 g/L	
Acetato		20 mM
Fumarato		40 mM
Fe (III)-citrato		100 µM

Reactor de lecho fluidizado electroquímico microbiano (*Microbial Electrochemical Fluidized Bed Reactor, ME-FBR*). El cuerpo principal del reactor consistió en una columna de vidrio (3 cm de diámetro interno (ID) y 30 cm de altura) Figura 2. A 7 cm del fondo, se situó una placa de cerámica porosa (diámetro de poro 2) que separaba la columna en 2 zonas y actuaba como sistema de

distribución del gas recirculado. Sobre la placa cerámica se situaba la cámara principal (anaerobia) donde tenía lugar la bioelectrosíntesis y donde se situaba el lecho fluidizado que actuaba como cátodo. Ésta cámara fue sellada de manera que se mantuvieran las condiciones anaerobias dentro del reactor.

La columna de vidrio presentaba 6 tomas repartidas a lo largo de la columna de la diámetro interno; y cuatro por encima de la placa cerámica colocadas en línea y a diferentes alturas desde la placa cerámica a la parte superior de la columna. Éstas últimas presentaban distintos diámetros internos: 1,5, 0,2, 0,2 y 0,5 mm respectivamente y se utilizaron para la toma de muestras, la entrada de influente y salida de efluente.

El volumen total de trabajo del reactor fue de 125 mL, desde la placa porosa hasta la parte superior de la columna, incluyendo el volumen del lecho fluidizado (cátodo, 12,5 mL). Dentro de la columna principal del reactor se sumergió una segunda cámara cilíndrica de forma concéntrica. Dicha cámara fue realizada a partir de un tubo de ensayo de fondo abierto y colocado de manera invertida. En el fondo de este tubo de ensayo se colocó una membrana de intercambio catiónico (Nafion), tal y como se muestra en la Figura 2. En esta segunda cámara se colocó el ánodo (electrodo auxiliar), que consistió en una placa de papel de grafito (Mersen) de 10 x 1,5 cm, de 0,1 mm de espesor.

siguiente forma: dos por debajo de la placa de cerámica enfrentadas y de 0,2 mm de

Las dos cámaras del reactor fueron rellenas con medio mínimo basal con un pH ajustado a 6 puesto que bajo estas condiciones se favorece la formación de H_2 (mediador en reacciones de bioelectrosíntesis) (May, et al, 2016). Se utilizó un electrodo de Ag/AgCl 3M (Xylem) como electrodo de referencia, el cual se situó en la cámara anaerobia junto al cátodo.

Inicialmente se empleó como cátodo una placa de grafito (Mersen) con unas dimensiones de 10 x 2,5 cm de 0,1 mm de espesor, para caracterizar el funcionamiento del ME-FBRU. En esta plancha se realizó la conexión eléctrica a través de un cable, de forma que este electrodo actuaba a su vez como cátodo y como colector de corriente. Posteriormente, se añadió como cátodo un lecho de partículas (12,5 mL) de carbón vítreo de 0,2 a 0,4 mm de diámetro de la marca Sigradur G, HTW, Germanyen.

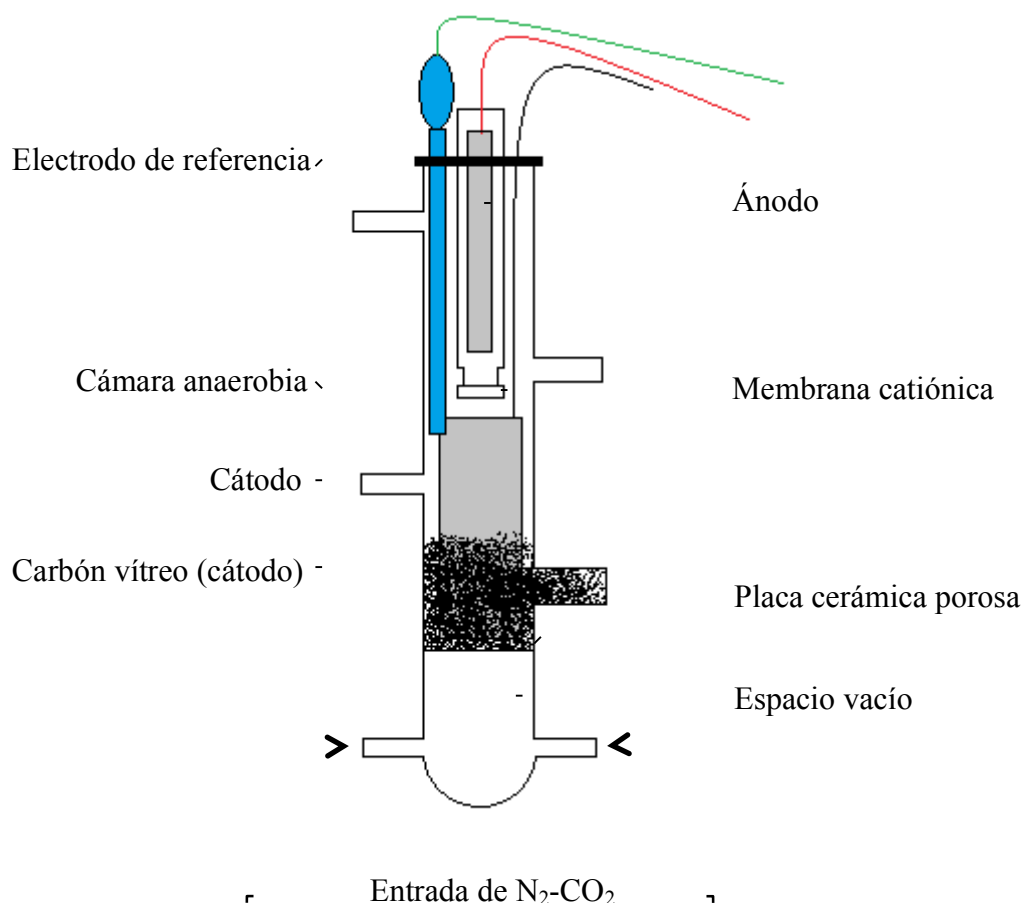


Figura 4. Esquema del reactor ME-FBR y sus componentes

En la cámara principal, anaerobia, tenían lugar las reacciones de reducción mediadas de forma directa o indirecta por microorganismos, como la bioelectrosíntesis, de las cuales se podían producir sustancias gaseosas como H_2 o ácidos orgánicos. La fase gaseosa se recirculó con una bomba peristáltica (Heidolph 5001) desde la zona superior del reactor a la zona más inferior, separada por la placa porosa. La bomba circuló a una velocidad de 90 rpm, 0,35 L/min y, teniendo en cuenta el diámetro de la columna, el gas circulaba a una velocidad lineal de 0,84 cm/s (calculado a partir de la

sección de la columna y del caudal de gas). El gas, antes de introducirse en la columna, pasaba por una botella de Pirex de 1 L llena con $N_2:CO_2$ (80:20 en volumen) que evitaba que posible líquido extraído de la toma superior pasara por bombeo directo a la zona inferior de la columna. Este gas recirculado, al pasar por la placa de cerámica producía la expansión del lecho de partículas de carbón vítreo, el cátodo.

Inicialmente el reactor fue operado como un cultivo en discontinuo (3 meses). En este periodo el medio del reactor se renovó

periódicamente cuando se observaba turbidez debido al crecimiento de biomasa. Posteriormente se operó el reactor en modo continuo, y el influente se alimentó a través de una bomba peristáltica (Watson Marlow 205S). El tiempo de residencia del medio dentro del reactor era de 41 horas (tiempo de retención hidráulico, TRH). El influente consistió en medio mínimo basal (Tabla 1), burbujeadamente con $N_2:CO_2$ (80:20 en volumen). A este medio se añadió cisteína 0,5 mM, para eliminar posibles trazas de O_2 dentro del reactor y como indicador de su presencia, se añadió resazurina. El influente se alimentó por la toma situada a una altura intermedia de la columna del reactor por encima de la placa de cerámica. La misma bomba, a la misma velocidad, extraía el efluente del reactor, por

la parte superior de la columna tal y como se muestra en la Figura 3. El efluente se recogía en una botella Pirex de 1 L de volumen.

A las dos semanas de que la bomba operara a 0,05 mL/min (TRH de 41 horas) se aumentó la velocidad de bombeo de influente 0,1 mL/min, disminuyendo así el tiempo de retención hidráulico a 20 horas.

Para asegurar las condiciones de anaerobiosis, y en caso de que disminuyera la presión dentro del sistema, se colocó una bolsa con $N_2:CO_2$ (80:20 en volumen) cuya entrada estaba localizada en la parte superior del reactor. Además así se aseguraba el aporte continuo de CO_2 como fuente de carbono.

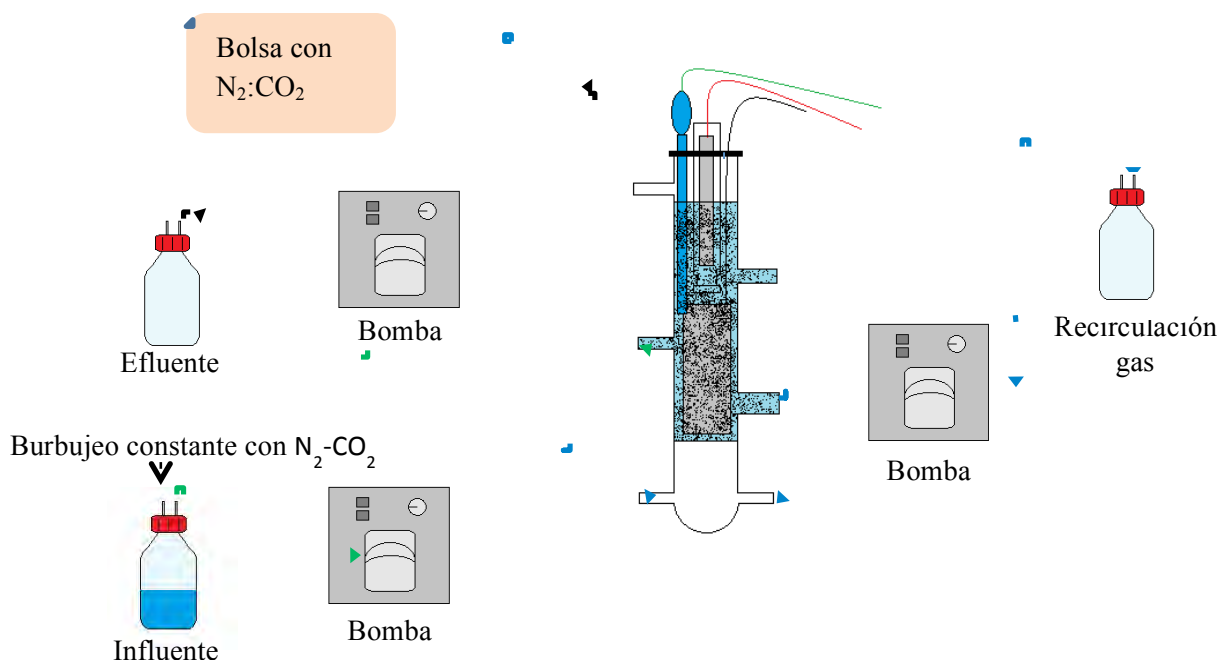


Figura 5. Esquema del sistema en estudio operado en continuo. La línea azul se corresponde con la recirculación del gas de la parte superior del reactor a la parte inferior para fluidizar el lecho. La línea verde se corresponde con el influente y las negras, con el efluente.

Medidas electroquímicas. El potencial del cátodo (electrodo de trabajo) se fijó con un potenciostato (Nanoelectra, NEV3) conectado a un ordenador y controlado por el software específico. A través del mismo se midió en continuo la corriente consumida con respecto al tiempo a un potencial fijado del cátodo (cronoamperometría). Por otra parte, la electroactividad microbiana se estudió mediante la técnica de la voltametría cíclica.

La cronoamperometría (CA) es una técnica electroquímica que fija un potencial entre el electrodo de referencia (Ag/AgCl 3M) y el de trabajo, en este caso el cátodo. Los potenciales aplicados en el cátodo, en este estudio, permitieron que en este electrodo se dieran reacciones de reducción (corriente negativa). La voltametría cíclica (CV) es un procedimiento electroquímico que consiste en aplicar un barrido de potenciales al electrodo de trabajo de manera cíclica desde un máximo a un mínimo a una velocidad determinada. En este proyecto los potenciales máximo, mínimo y de velocidad que se aplicaron fueron 0,3V, -0,9V y 0,005V/s respectivamente.

Métodos analíticos. La concentración de ácidos se determinó utilizando un cromatógrafo líquido de alta presión (HPLC) de la serie HP 1100 acoplado a un detector UV (210 nm) equipado con una columna Supelco C-610H y empleando H₃PO₄ 0,1% como fase móvil con una velocidad de flujo de 0,5 mL/min.

La concentración de gases se midió mediante un cromatógrafo de gases (Agilent 490 Micro GC) equipado con una columna 10 m MS5A, a una temperatura del inyector de 50 °C, una temperatura de columna de 40 °C y argón utilizado como gas portador.

El carbono orgánico total (TOC, del inglés), carbono total (TC) y carbono inorgánico (IC) se midió en un analizador de carbono orgánico. Esta técnica consiste en la oxidación de la muestra a altas temperaturas, 1000 °C, para medir posteriormente la cantidad de CO₂ producido. Equipo de medida Shimadzu modelo TOC-V CSH con automuestreador ASI-V.

Se determinó la cantidad de sólidos volátiles del reactor para calcular la biomasa producida. Esta técnica consistió en separar los sólidos en suspensión de la fase líquida mediante filtración con filtros de fibra de vidrio de 2 µm. El método consistió en las siguientes etapas: 1) eliminar los sólidos orgánicos que pudiera haber en los filtros de vidrio, de 47 mm de diámetro, calentándolos a 550° en la mufla durante 2 horas; 2) enfriar los filtros en el desecador y pesarlos; 3) filtrar un volumen conocido de cada muestra por los filtros; 4) eliminar la humedad de los filtros en la estufa a 100 °C; 5) dejarlos enfriar de nuevo en el desecador y pesar los filtros con los sólidos filtrados; 6) calentar los filtros a 550 °C en la mufla para eliminar los sólidos volátiles; 7) enfriar de nuevo en la cámara de desecado y pesarlos. La diferencia de pesos entre los diferentes pasos se

correspondía con la masa de sólidos totales (pasos 2 y 5), y la masa de sólidos volátiles (pasos 5 y 7). Ésta última se corresponde con la biomasa y otros sólidos orgánicos insolubles.

Análisis microscópicos. Se utilizó la microscopia electrónica de barrido (SEM) para estudiar la colonización bacteriana del cátodo de grafito del ME-FBR.

Todas las muestras tomadas se lavaron con agua destilada previamente a su preparación para eliminar los microorganismos planctónicos. Las muestras para SEM fueron fijadas con glutaraldehído al 5% (v/v) en tampón cacodilato (0,2M, pH 7,2) y fueron deshidratadas de forma gradual con soluciones de etanol (25, 50, 70, 90 y 100%; 10 min cada etapa). Posteriormente, las muestras se lavaron dos veces en acetona durante 10 min y se sumergieron en acetona anhidra a 4 °C toda la noche. Finalmente, las muestras se secaron en CO₂ en el punto crítico y se cubrieron con oro (metalizado). Las micrografías se tomaron utilizando un microscopio electrónico de barrido DSM-950 (Zeiss).

Se empleó la microscopia óptica para observar muestras del efluente del reactor en momentos en los que presentaba alta turbidez con el objetivo de inmersión (aumento 100x). De esta forma, se pudo detectar y comprobar de forma cualitativa el crecimiento microbiano planctónico.

Espectrofotometría. Se midió la densidad óptica de las muestras tomadas del reactor como medida de crecimiento planctónico microbiano con el espectrofotómetro (UV-1800, Shimadzu, UV-Spectrophotometer) tomando los valores de densidad óptica a una longitud de onda de 600 nm.

Procedimiento experimental

Enriquecimiento de microorganismos acidogénicos. El enriquecimiento de microorganismos se llevó a cabo realizando inóculos sucesivos transfiriendo 5 mL de cultivos anteriores a botellas de anaerobiosis con medio fresco. Una vez inoculados, se burbujan con H₂:CO₂ (70:30 en volumen) diariamente para aportar donador de electrones (H₂) y fuente de carbono (CO₂) y de esta forma estimular el crecimiento microbiano. Se tomaron muestras periódicamente de los cultivos y se midió la producción de ácido acético.

Puesta en marcha del ME-FBR. Como inóculo para el reactor de lecho fluidizado, se preparó un cultivo de 50 mL de microorganismos acidogénicos enriquecidos en la actividad anterior. La biomasa se recogió centrifugando el medio (10 min a 9500 rpm, 25 °C), dentro de una cámara anaerobia para asegurar condiciones de anaerobiosis. El pellet obtenido se resuspendió en 50 mL de medio mínimo basal y se inoculó en el reactor.

Inicialmente el lecho del reactor se fluidizó con un flujo continuo de N₂:CO₂ durante un mes, y se operó empleando como cátodo solamente la plancha de grafito.

Este cátodo se polarizó a un potencial de -0,6 V. Posteriormente, se varió gradualmente a -0,8 y -1 V para fomentar la producción biológica y abiótica de hidrógeno y estimular así la formación de ácidos orgánicos por los microorganismos acidogénicos.

Se tomaron muestras diarias del medio del reactor y se midió el pH, la densidad óptica (OD 600nm) y la concentración en ácidos mediante HPLC. Además se midió el TOC, sólidos volátiles y se determinó la composición del gas mediante cromatografía.

Cálculos

La carga total transferida teórica (Q) por el cátodo se calculó integrando la corriente (I) obtenida en las cronoamperometrías con respecto al tiempo, tal y como formula la ley de Faraday:

$$Q = \int I dt = n_e N_{mol} F$$

$$F = 96485 \text{ C.mol}^{-1}$$

n_e = cantidad de moles de electrones

N_{mol} = cantidad de electrones traspasados

Una vez se obtuvo la carga transferida por día, para calcular la concentración teórica de ácido acético producido a partir de toda la corriente consumida en el sistema se

consideró que 8 moles de electrones son necesarios para reducir 1 mol de H₃CO₂ a 1 mol de ácido acético. Por otra parte, se calculó el H₂ total producido teórico considerando que toda la corriente se consumió en esta reacción y que por cada mol de H₂ formado se consumen 2 moles de electrones (Bajracharya, 2016).

En las mayores concentraciones obtenidas en todo el experimento se calculó la Eficiencia Culombica (CE) del proceso con la siguiente reacción, (Patil et al., 2015)

$$\text{Eficiencia Culombica} = \frac{F M_p \Delta e}{\int i dt}$$

$$F = 96485 \text{ C.mol}^{-1}$$

M_p = productos (mol)

Δe = la diferencia en el grado de reducción entre el sustrato y el producto

$\int i dt$ = variación de la corriente con respecto al tiempo (C)

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Montaje y diseño del ME-FBR

Para poder diseñar un sistema adecuado con un cátodo fluidizado y específico para procesos de bioelectrosíntesis se realizaron pruebas preliminares con los diferentes elementos del sistema. Se realizaron ensayos de fluidización con partículas de carbón vítreo de tamaños diferentes: 0,2-0,4, 0,4-0,6 y 0,1-1 mm de diámetro, seleccionando las partículas de menor tamaño por su mejor

comportamiento frente a la fluidización con gas. Por otra parte, se probaron placas cerámicas con diferente tamaño de poro, eligiendo aquella con un poro de 2 (40-100 μm) puesto que producía burbujas de tamaño adecuado para expandir el lecho de partículas de forma homogénea.

El diseño del sistema tiene como objetivo la bioelectrosíntesis de acetato y otros ácidos a partir del empleo del cátodo como donador de electrones por parte de microorganismos electroactivos de forma directa (reducción directa del CO_2) o indirecta (producción de H_2).

Las bacterias acetogénicas son anaerobias, por ello la cámara en la que se produce la síntesis ha de mantener esta condición. Para mantener la anaerobiosis se fluidizó inicialmente el lecho con una corriente en continuo de gas $\text{N}_2:\text{CO}_2$. En las primeras pruebas bajo estas condiciones, con microorganismos y en modo discontinuo, no se detectó la presencia de ácidos ni de hidrógeno. Por ello, y para evitar el posible desplazamiento del hidrógeno producido dentro del sistema, se decidió eliminar el flujo y aporte continuo de $\text{N}_2:\text{CO}_2$ y se fluidizó recirculando el gas de la zona superior del reactor. El diseño final se muestra en las Figuras 4 y 5.

3.2. Enriquecimiento de un consorcio microbiano autótrofo para producción de ácidos orgánicos

En las muestras tomadas de los diferentes cultivos en discontinuo se detectó la producción de ácido acético, Figura 6. . Dicha figura muestra la producción de ácido acético de las dos líneas de cultivos (biomasa 1 y biomasa 2), a partir de las cuales se realizaron los inóculos posteriores. De esta forma, la biomasa se encontraba ya adaptada a las condiciones del medio de cultivo empleado.

Tanto en el medio inoculado con la biomasa 1 como en el inoculado con la biomasa 2 no se detectó la producción de éste ácido hasta el día 2. A partir de entonces, se empezó a detectar ácido acético en ambos inóculos. En el cultivo inoculado con la biomasa 1, se alcanzó la máxima concentración de ácido acético (32,4 mM) en el día 5. Desde este momento, la producción disminuyó. Esto pudo ser debido a un consumo o transformación de este ácido en otro compuesto por parte de la comunidad microbiana cultivada en el medio. No obstante, no se detectó mediante cromatografía HPLC la presencia de otros ácidos diferentes producidos en las muestras tomadas a partir de ese día.

En cuanto al cultivo inoculado con la biomasa 2, a partir del cuarto día se alcanzaron valores de concentración de ácido acético máximos (31,5 mM) sin apenas variación en los días consecutivos,

alcanzando de esta forma el cultivo un estado estacionario.

No se detectó la presencia de metano en ninguno de los cultivos mediante cromatografía. Este resultado era de esperar puesto que el medio contenía inhibidor de la metanogénesis (BES) para evitar que proliferaran microorganismos metanogénicos

hidrogenotróficos y metanogénicos acetoclásticos una vez comenzara la producción de ácido acético dentro del reactor. Esta medida confirmó que la concentración empleada de BES actuó de forma eficaz inhibiendo la producción de metano.

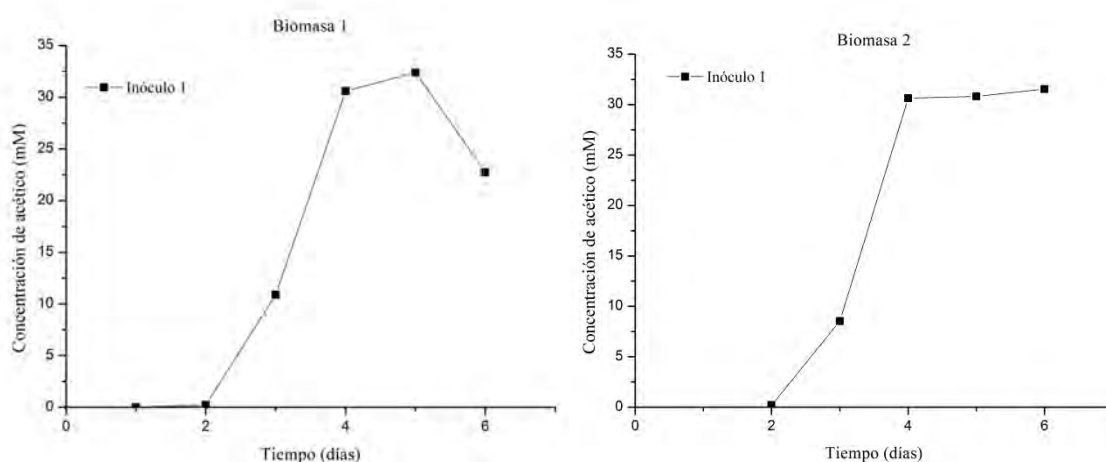


Figura 6. Concentración de ácido acético en los cultivos en discontinuo realizados a partir de la biomasa 1 y la 2.

Estos resultados nos mostraron que ambas biomásas procedentes de la estación depuradora, siendo extraídas de puntos diferentes, tenían un comportamiento similar en la producción de ácido acético empleando H_2 como donador de electrones y CO_2 como aceptor final. El inóculo 1 fue seleccionado para realizar el cultivo en el reactor ya que fue la muestra que mayor concentración de ácido acético máxima presentó.

3.3. Estudio de bioelectrosíntesis de ácidos en un ME- FBR de tres fases

Prueba de concepto. Operación en modo discontinuo

Inicialmente el reactor se operó sin partículas de carbón vítreo dentro, es decir, el cátodo era una plancha de grafito estática. Durante 1 mes el reactor tuvo un aporte continuo de $N_2:CO_2$. En este periodo de tiempo se aplicaron distintos potenciales y fue con un potencial de -1 V cuando se detectó ácido

acético en el reactor. En la Figura 5, se representaron la corriente con respecto al tiempo (gráfica A) y la densidad óptica (OD 600nm), el potencial aplicado y la concentración de ácido acético y fórmico detectada en el mismo periodo de tiempo (gráfica B). La corriente media consumida a un potencial de -0,6 y -0,8 V fue de -0,0326 y de -0,0683 A.m⁻³ respectivamente; muy superior a la detectada cuando se bajó el potencial del cátodo a -1 V, cuya corriente media consumida fue de -3,31 A.m⁻³. Este hecho puede estar asociado a la producción electroquímica de hidrógeno al aplicar el potencial más bajo, reacción que posiblemente no se diera o no de forma relevante a los potenciales más positivos de -0,6 y -0,8.

Cuando el potencial del cátodo se fijó en -1 V se pudo observar cómo la corriente disminuyó bruscamente (día 17). A este potencial es cuando se detectaron mayores concentraciones de ácido acético en días consecutivos, (del día 17 al 24).

Se observó cierta turbidez en el medio, que se midió a través de espectrofotometría, y que pudo estar relacionada con el crecimiento microbiano en forma planctónica. Tal y como

se muestra en la Figura 5.B, se detectó de forma continuada una disminución de la densidad óptica (OD 600nm) cuando los potenciales aplicados fueron -0,6 y -0,8 V; esta tendencia cambió cuando el potencial aplicado fue -1 V, aumentó la densidad óptica (OD 600nm) con el tiempo. Esto indica que las reacciones bioelectroquímicas producidas en el cátodo fluidizado a un potencial de -1 V, eran capaces de soportar un crecimiento microbiano, teniendo como aceptor final CO₂ y como único donador de electrones el cátodo, la placa de grafito en este caso. Dichas reacciones microbianas pueden darse de forma directa, bien tomando los microorganismos los electrones del electrodo, o de forma indirecta, produciendo éstos hidrógeno y posteriormente los ácidos orgánicos. Por otra parte, el hidrógeno pudo también haberse producido de forma puramente electroquímica a partir de la reducción de los protones del medio en el cátodo.

La máxima concentración de ácido acético producido en estas condiciones dentro del sistema fue 0,64 mM en el día 19 con una Eficiencia Culómbica de 373%. Esta eficiencia tan alta nos indica que el cátodo no era la única fuente de electrones.

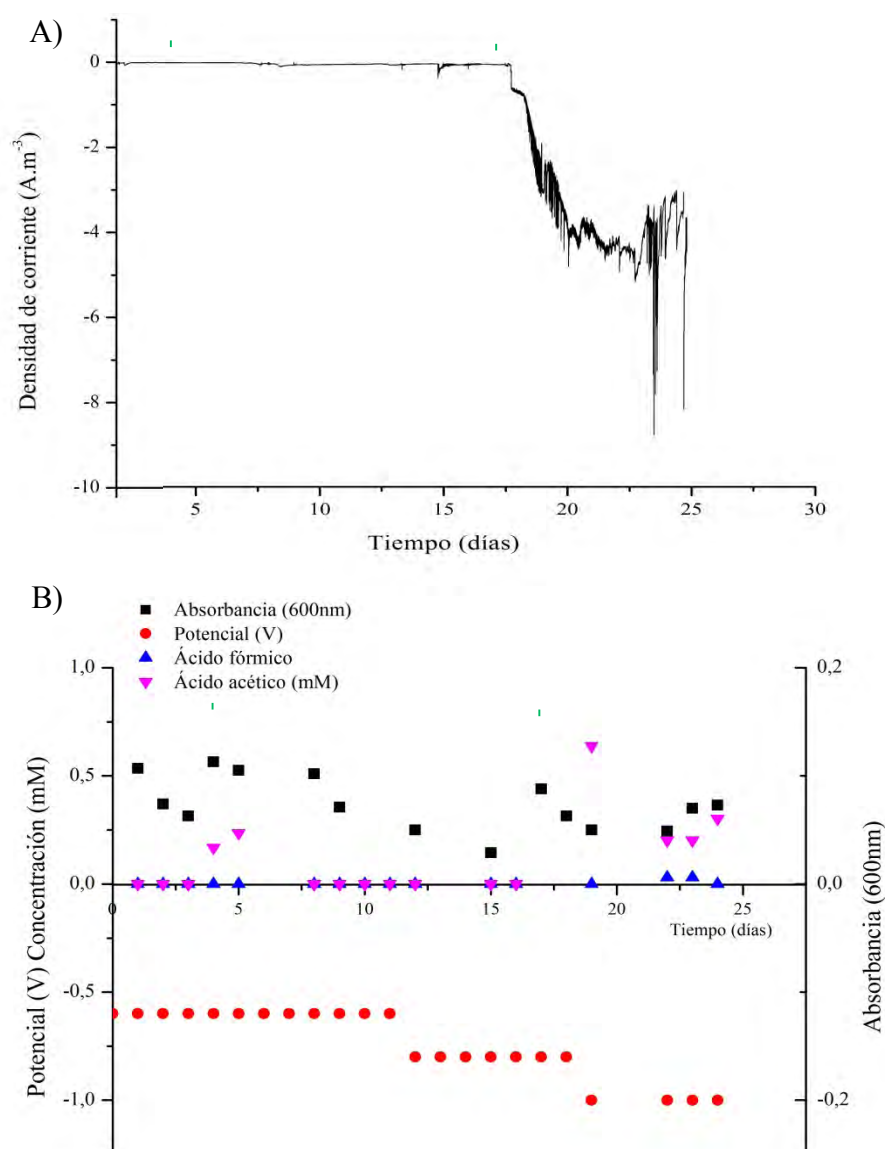


Figura 7. A) Corriente consumida con respecto al tiempo en el cátodo sin partículas de carbón vítreo. B) Potencial aplicado al sistema, la densidad óptica (OD 600nm) y la producción de ácido acético y fórmico detectado por el HPLC. Las líneas verdes verticales se corresponden con los días en los que se cambió el medio y se realizó un nuevo inóculo.

Además de estudiar el sistema mediante el análisis químico del medio, se tomó una muestra del papel de grafito que constituía el cátodo para analizar la colonización microbiana y formación de biofilm. En la Figura 5 se ven las imágenes obtenidas a distintos aumentos. Las imágenes muestran que en el cátodo del sistema había bacterias

en forma de bacilos, adheridas al papel de grafito y en algunas zonas formando biofilm. Como control se tomó una muestra de papel de grafito sin haber estado en contacto con microorganismos. Tal y como se observa en la imagen A, no hay presencia de microorganismos.

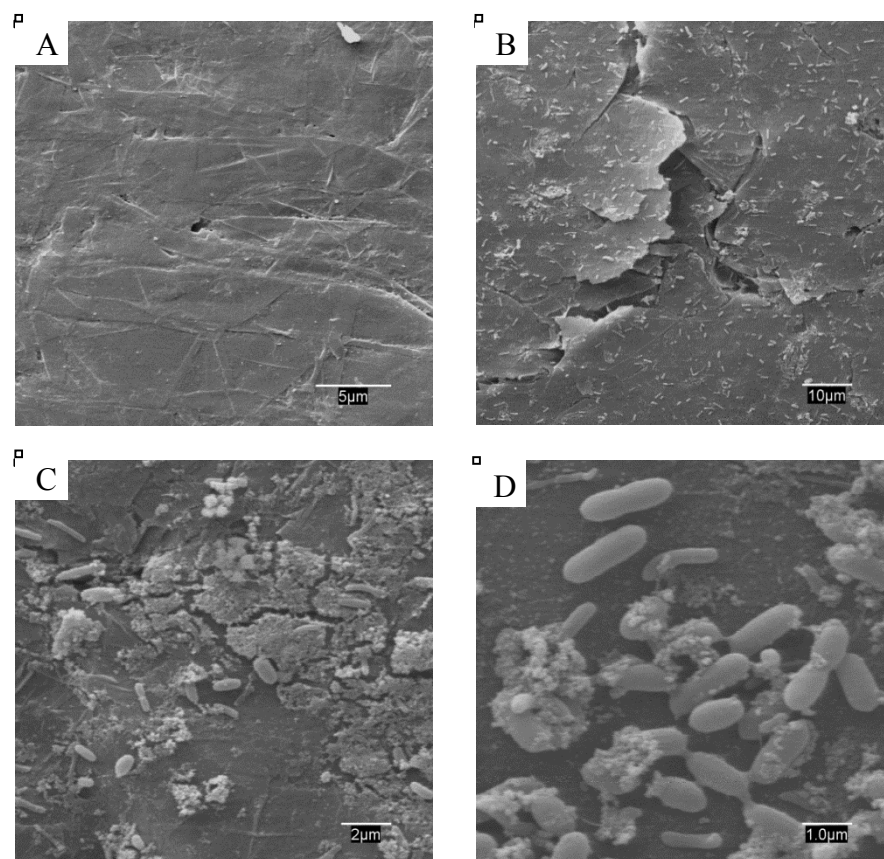


Figura 8. Imágenes de la microscopia electrónica de barrido de la placa de grafito del cátodo. A: control abiótico. B, C y D, imágenes de la plancha del reactor inoculado con microorganismos.

Una vez caracterizada la respuesta del sistema funcionando con la plancha de grafito como cátodo, después de 21 días (Figura 9), se añadieron las partículas de carbón vítreo para operar el sistema con un cátodo fluidizado. El lecho se fluidizó con un flujo constante de $N_2:CO_2$. En estas condiciones se tomaron muestras diarias del medio y se midió la densidad óptica (OD 600nm), la concentración de ácidos y el pH, que se mantuvo en 7 durante el periodo experimental.

Los resultados de las mediciones aparecen representados en las gráficas de la Figura 7.

En un periodo de tiempo de 12 días, se puede observar cómo la densidad de corriente llega a valores de $-116 A.m^{-3}$. En ese mismo intervalo se midió la densidad óptica (OD 600nm) como medida indicativa del crecimiento microbiano en el medio y también la concentración de ácido acético.

La concentración máxima producida en el reactor con el lecho fluidizado de ácido acético fue 2 mM, el día 46, cantidad superior que la producida en el reactor en ausencia de las partículas de carbón vítreo fluidizadas. Esto demuestra que el lecho de partículas fluidizadas polarizadas actuaba

como cátodo y era responsable del proceso de bioelectrosíntesis de ácido acético. Este aumento en la producción de ácido acético puede ser debido a que el cátodo fluidizado pone en contacto a más cantidad de bacterias con el cátodo, y la accesibilidad a los electrones aumenta. Esta concentración de ácido se corresponde con una Eficiencia Culómbica de 53% en ese día. Además, el día 48 se detectó una concentración de ácido propiónico de 4,25 mM, que podría interpretarse como que el CO₂ se está reduciendo a acético y éste a ácidos grasos de cadena más larga, teniendo lugar procesos de alargamiento de cadena. Los días 22, 54 y 55, se midió una densidad óptica de 0,617, 0,999

y 0,716 a 600 nm, respectivamente; la turbidez del medio era visible debido a la cantidad de biomasa producida. Cabe destacar que no se detectó producción de ácidos en estos puntos. Estos valores de densidades ópticas junto con la ausencia de ácidos y el consumo de corriente en el lecho fluidizado puede estar relacionado con la proliferación de microorganismos heterótrofos en el medio. De esta forma, el reactor de lecho fluidizado estaría funcionando como un sistema para producir biomasa mediada por procesos de bioelectrosíntesis microbiana.

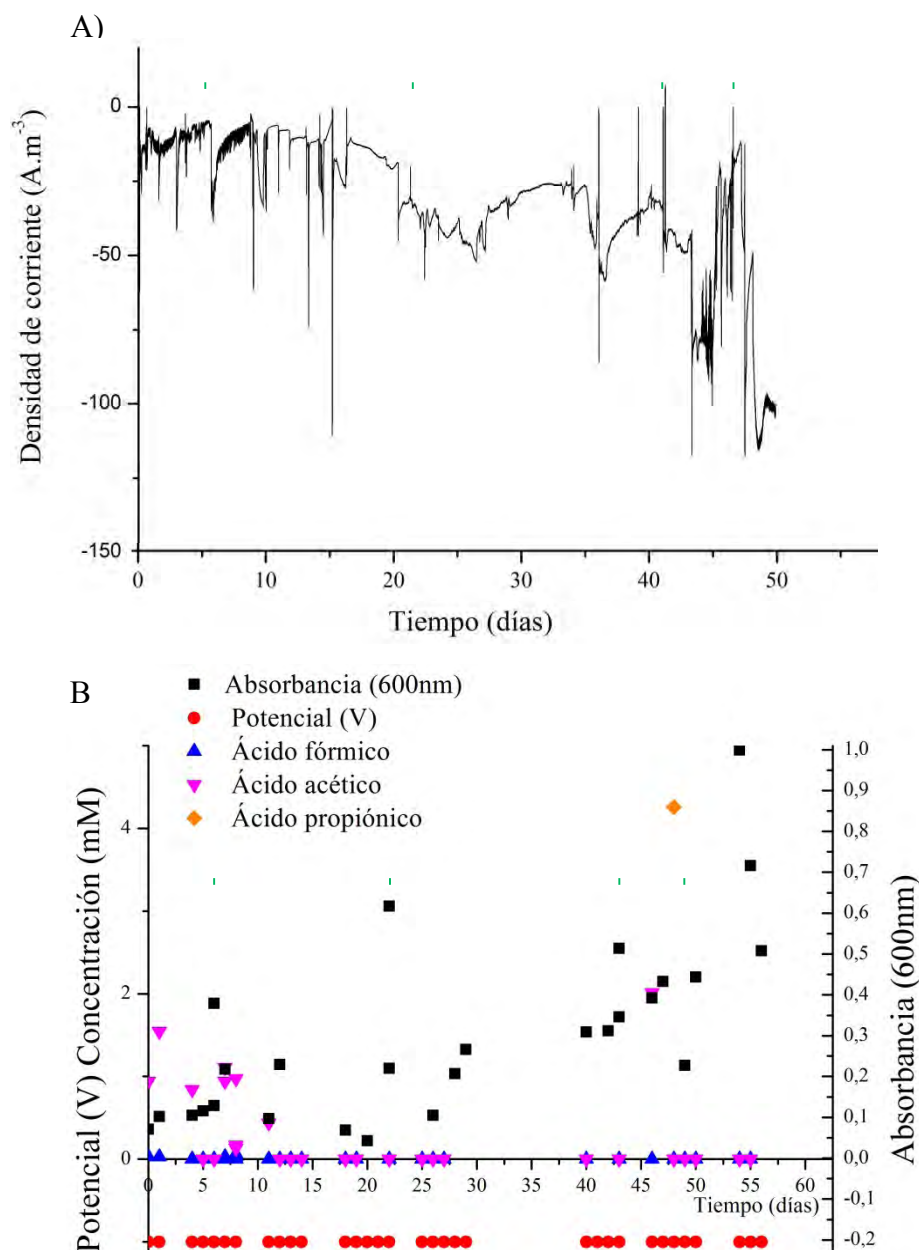


Figura 9. A) Densidad de corriente en el cátodo fluidizado. B) Densidad óptica medida a 600 nm y concentración de ácido acético, fórmico y propiónico (mM) para el periodo experimental del reactor operado en discontinuo. Las líneas verdes verticales se corresponden con los días en los que se cambió el medio y se realizó un inóculo.

Operación en modo continuo

Tras operar el sistema en modo discontinuo con el carbón vítreo como cátodo fluidizado, se operó el reactor alimentando el medio en modo continuo durante 30 días. En este periodo, se tomaron muestras diarias para

medir densidad óptica (OD 600nm), pH y concentración de ácidos. Bajo estas condiciones de operación, se detectó la producción de ácido acético y fórmico, aunque las concentraciones de los mismos se mantuvieron bajas, por debajo de 0,27 mM, tal y como se muestra en la Figura 8. La

Eficiencia Culómbica calculada a partir de esta concentración de ácido acético fue del 4%.

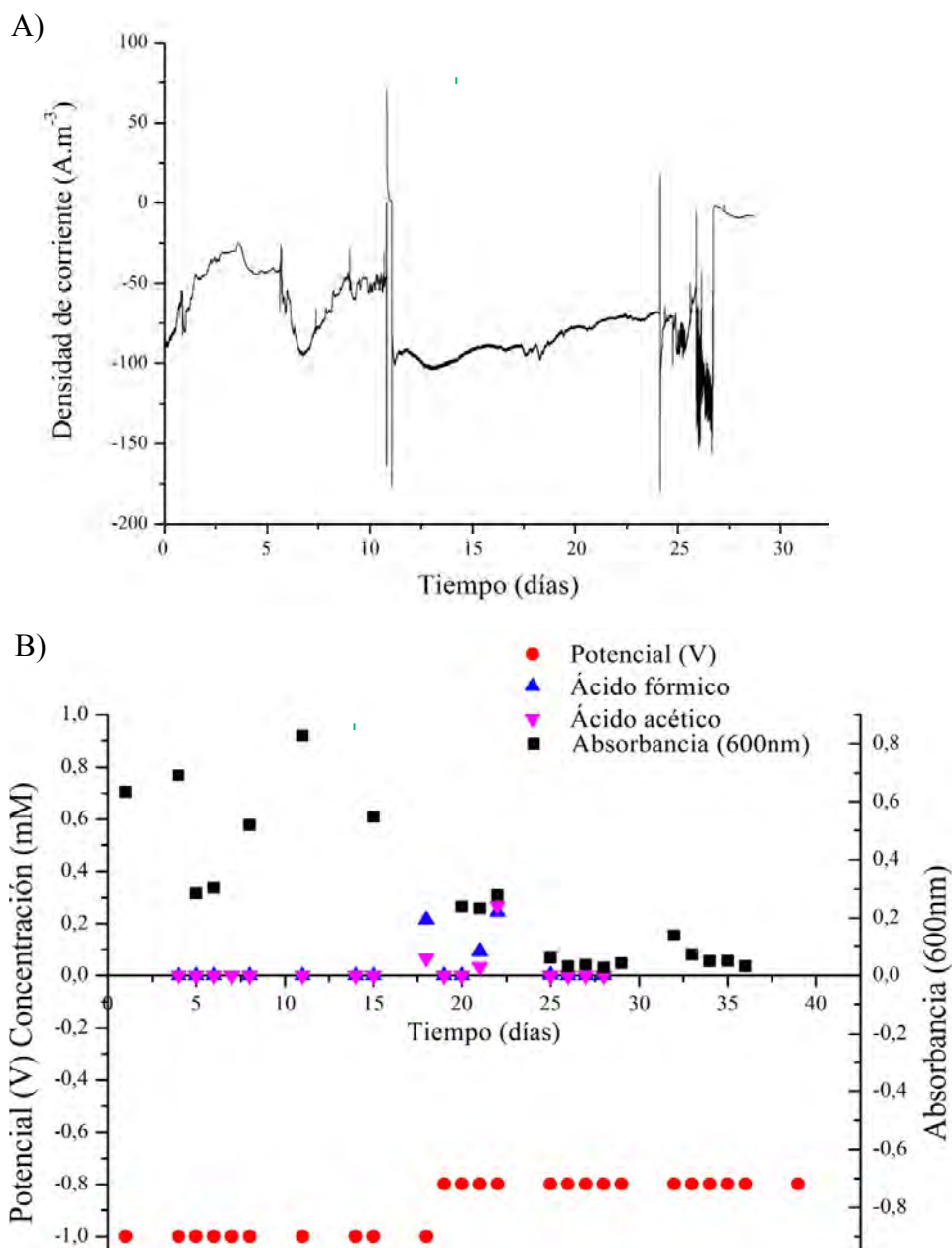


Figura 10. A) Densidad de corriente en el cátodo fluidizado en continuo. B) Densidad óptica medida a 600 nm y concentración de ácido acético y fórmico (mM) para el periodo experimental del reactor operado en continuo. La línea verde vertical se corresponde con el día en el que se cambió la velocidad de la bomba y el TRH pasó de 41h a 20h.

Por otra parte, se midió el TOC para cuantificar la cantidad de carbono orgánico total (biomasa y ácidos orgánicos del

influyente y del efluente) y se estimó el ácido acético y el hidrógeno teórico que se deberían producir suponiendo que toda la corriente

consumida en el cátodo fluidizado se destinara a la formación de uno de estos dos compuestos, Tabla 2 y Figura 11. También se calculó el TOC teórico del influente a partir

de las concentraciones utilizadas para hacer el medio. (Anexos).

Tabla 2. Producción teórica de ácido acético e hidrógeno calculada a partir de la carga consumida por el electrodo fluidizado. Se considera que el CO₂ no es limitante en este cálculo. El cálculo del TOC teórico (a partir de la corriente consumida) se ha realizado considerando que la corriente consumida se destina a reducir el CO₂ a ácido acético.

Velocidad de la bomba (TRH)	Potencial (V)	Mol de e ⁻ medios consumidos/día	mmol de acético producidos/día teóricos	TOC teórico producido (mg/día)	mmol de H ₂ producidos/día teórico
0,05 mL/min (41h)	-1	0,0056	0,69	16,67	2,78
0,1 mL/min (20h)	-1	0,0093	1,16	27,84	4,64
0,05 mL/min (20h)	-0,8	0,0007	0,09	2,07	0,35

Tal y como se observa en la Tabla 2 el TOC teórico aumentaría cada día y al aumentar la velocidad de la bomba. No obstante el TOC analizado durante el experimento, no tiene el de entrada de efluente de 0,05 mL/min y con un potencial del lecho fluidizado de -1 V). Esto puede ser debido a un lavado de la biomasa dentro del sistema al operar en continuo.

Al aumentar el caudal de entrada del influente a 0,1 mL/min, la tendencia del TOC es creciente alcanzando su máximo en 231,98 mg/L estabilizándose posteriormente en torno a valores de 209 mg/L.

mismo comportamiento, los valores van disminuyendo hasta alcanzar el mínimo de 123,4 mg/L el día 11 (desde que se empezó a operar en continuo el sistema con un caudal

Los valores de H₂ detectados por el cromatógrafo de gases, Figura 11., no se correspondían con los valores teóricos calculados. A una velocidad de la bomba de 0,05 mL/min y con un potencial de -1V, la concentración teórica en la parte gaseosa del reactor fue de 2,78 mmol de H₂ producido por día, en la realidad, se detectó una concentración de 0,13 mmol (diferencia entre concentraciones de hidrógeno en días consecutivos). La diferencia entre estos valores puede indicar que el H₂ actuaba como

mediador cediendo electrones a los microorganismos y disminuyendo así su concentración en el gas. Con un caudal del influente de 0,1 mL/min y -0,8 V de potencial, la concentración teórica calculada fue de 0,35 mmol/día y la medida real fue de 6,71 mmol de H_2 (diferencia de

concentraciones de hidrógeno en días consecutivos). Este aumento, tal y como se ve en la Figura 11., podría ser debido a la producción electroquímica, ya que la densidad óptica en ese punto es muy pequeña, Figura 11 B).

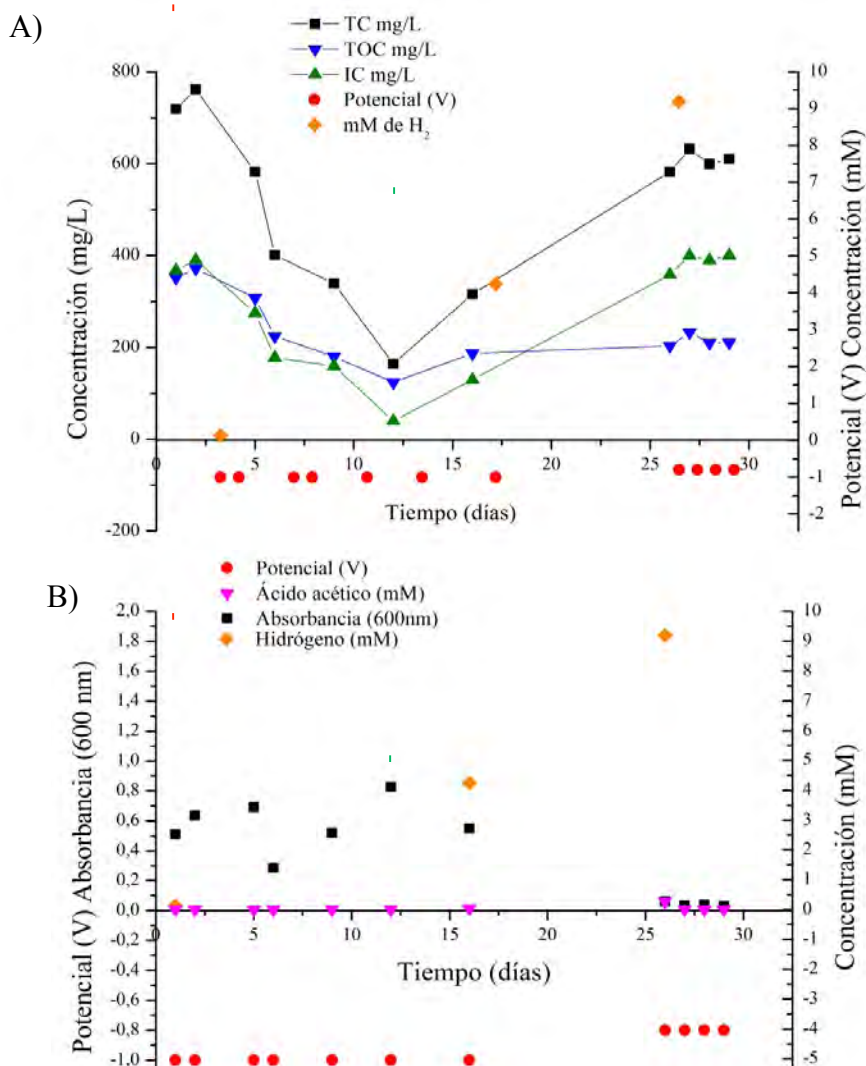


Figura 11. A) Representación de la cantidad de carbono orgánico total, carbono inorgánico y carbono total medido experimentalmente relacionado con el potencial aplicado al sistema y la formación de hidrógeno a lo largo de los 30 días que el sistema fue operado en continuo. B) Densidad óptica medida a 600nm, relacionada con el potencial, la concentración de ácido acético y la concentración de hidrógeno. La línea roja se corresponde con el cambio de discontinuo a continuo y la línea verde con el cambio de TRH de 41 h a 20 h dentro del reactor.

Estudio interacción de los microorganismos con cátodo fluidizado

La voltametría cíclica es una técnica que da información acerca de la interacción que existe entre los microorganismos electroactivos y el cátodo dentro del sistema en un rango de potenciales definidos. Los resultados obtenidos con esta técnica (voltamogramas) en distintos periodos de tiempo y condiciones de operación aparecen representados en las gráficas de las Figuras 12, 13 y 14.

Los voltamogramas representados en la Figura 12, realizados antes de inocular el reactor (control abiótico) y a distintos tiempos cuando el sistema operó con el papel de grafito como cátodo, muestran claras diferencias de respuesta electroquímica. La

voltametría en condiciones abióticas, muestra sólo un pico de reducción centrado a 0,1 V. La voltametría realizada a los 12 días de haber sido inoculado el reactor y con el cátodo polarizado a -0,6 V muestra un pico de reducción muy pronunciado a un potencial de 0,05. La voltametría realizada a los 25 días muestra, sin embargo, dos picos de reducción centrados a potenciales de -0,5 y -0,3 V que no se observaron en los voltamogramas anteriores. Por otra parte, la densidad de corriente en valor absoluto a potenciales por debajo de -0,6 V (condiciones de operación del reactor) fue mayor en los voltamogramas obtenidos a tiempos de operación del reactor mayores. Esto puede indicar una adaptación de los microorganismos al uso del cátodo como donador de electrones.

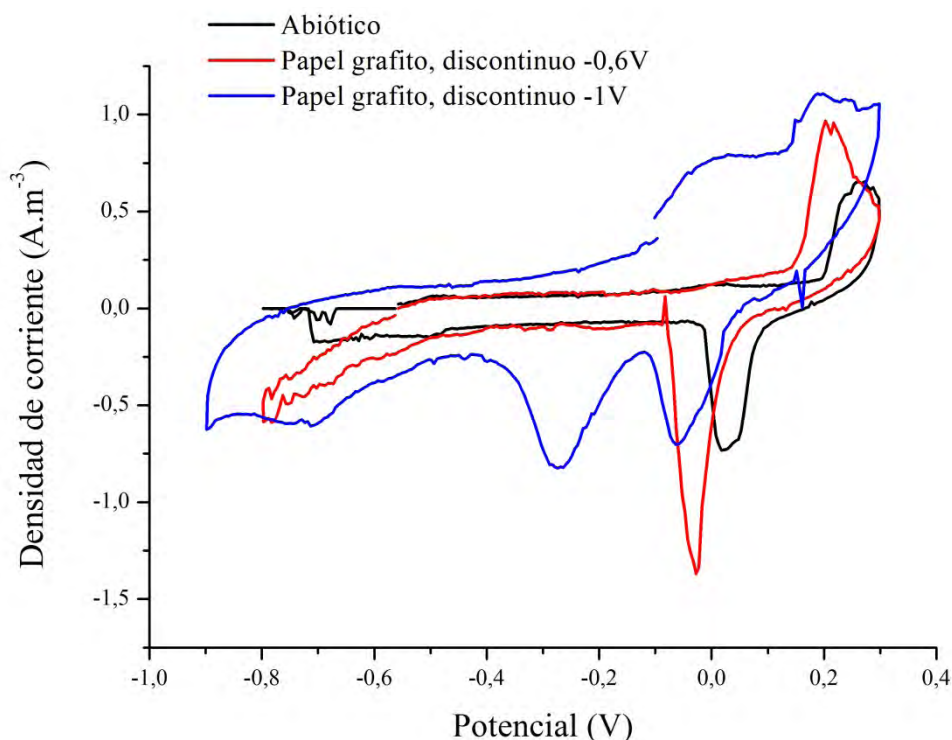


Figura 12. Representación de las voltametrías cíclicas del sistema con cátodo de papel de grafito antes de que se hiciera el primer inóculo, abiótico, línea negra; a los 12 días de haberlo inoculado, línea roja, y a los 25, línea azul.

En la Figura 13 están representadas las voltametrías cíclicas del sistema cuando operó sólo con papel de grafito como cátodo; a los 18 días y a los 46, de que el carbón vítreo fuese añadido. En el voltamograma que se corresponde con el sistema operando con el papel de grafito la producción de corriente es menor si se compara con los voltamogramas obtenidos cuando el sistema funcionaba con el cátodo fluidizado. En la voltametría con carbón vítreo a los 18 días se puede observar que a partir de un potencial de -0,9 V, la densidad de corriente comienza a disminuir hasta alcanzar valores de -10 A.m^{-3} a -1 V. Esto puede deberse a la aparición de la hidrólisis del agua (producción de hidrógeno) a partir del potencial de -0,9 V.

En el voltamograma del cátodo fluidizado tras 46 días de operación del reactor se observa que los valores de densidad de corriente para todo el barrido de potenciales son mayores en valor absoluto. Esto puede deberse a una mayor interacción entre los microorganismos electroactivos y el cátodo fluidizado. Por otra parte, en este voltamograma aparece un pico de reducción a un potencial de -0,6 V que no se observó en los otros voltamogramas. Esto se asocia a un cambio en el mecanismo de interacción redox entre los microorganismos y el electrodo, debido bien a un cambio en la comunidad microbiana (se añadió inóculo de *Geobacter sulfurreducens*), o bien a un cambio en las estrategias microbianas para tomar electrones del electrodo fluidizado.

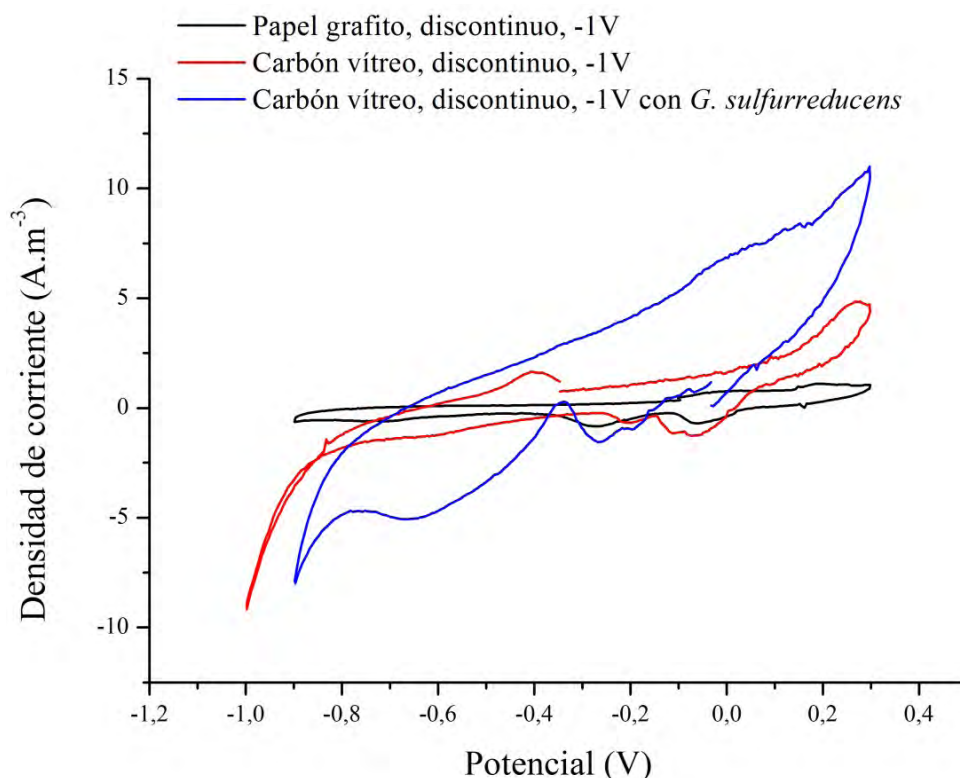


Figura 13. Representación de las voltametrías cíclicas del sistema con el cátodo de papel de grafito sin el lecho fluidizado, en negro; con carbón vítreo añadido a los 18 días, línea roja y a los 46 días, línea azul.

En la Figura 14 se comparan 4 voltametrías cíclicas realizadas en distintos periodos de tiempo y a distintas condiciones de operación del reactor: operando con el papel de grafito (colector de corriente sólo) en discontinuo, con carbón vítreo añadido en discontinuo, y dos voltamogramas cuando el reactor operaba en continuo a 2 potenciales de cátodo fluidizado diferentes. Como se puede observar en la gráfica, el voltamograma que se corresponde con el papel de grafito, es una línea recta prácticamente sin picos apreciables. El voltamograma obtenido del sistema operado en continuo y con el cátodo polarizado a -1 V muestra diferencias con respecto a los voltamogramas mostrados en

el gráfico. A un potencial positivo de 0,3 V alcanza valores de densidad de corriente de 110 A.m^{-3} . A potenciales negativos, -0,3 V presenta un pico de -50 A.m^{-3} de densidad de corriente; y de -0,6 a -0,9 V se pueden observar pequeños picos de -30 A.m^{-3} . Estos valores son cerca de 10 veces mayores que los picos máximos y mínimos obtenidos en los voltamogramas del electrodo fluidizado con el sistema operando en diferentes condiciones. Mayores valores de densidad de corriente (en valor absoluto) se pueden asociar con mayores actividades catalíticas, en este caso, medidas por el electrodo. En este caso, se observa que el sistema operando en continuo y con el cátodo fluidizado

polarizado a -1 V presenta una actividad bioelectroquímica mayor, bien debido a una mayor concentración de microorganismos

electroactivos o a una mayor actividad de los mismos.

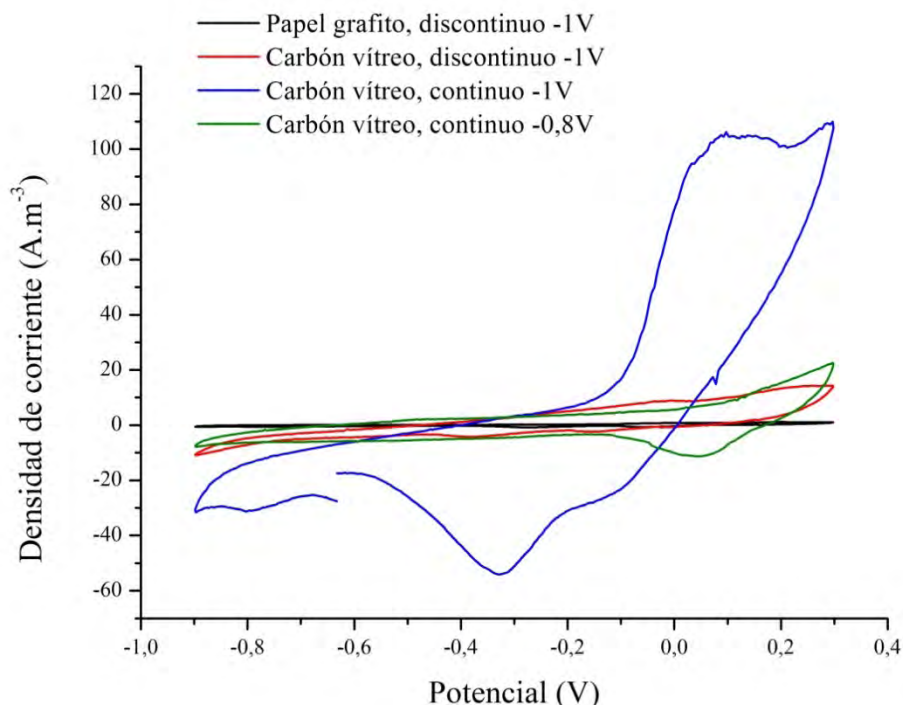


Figura 14. Representación de voltametrías cíclicas de papel sin lecho fluidizado, línea negra; con el lecho fluidizado, línea roja; con el sistema en continuo a los 21 días, línea azul; y en continuo a los 42 días, línea verde oliva.

3.4 Discusión

Los resultados obtenidos de los cultivos en discontinuo, demostraron que los cultivos mixtos se enriquecieron con microorganismos autótrofos acidogénicos, sintetizaban ácido acético a partir de H_2 como donador de electrones y de CO_2 como aceptor. Esta biomasa enriquecida se empleó como inóculo del reactor de lecho fluidizado electroquímico microbiano (ME-FBR) diseñado. La configuración de reactor final obtenida permitió trabajar con un sistema en

el que los dos electrodos se encontraban en cámaras independientes. El diseño de la cámara donde se situó el cátodo permitió la localización de un lecho de partículas conductoras de la electricidad que pudieran actuar como cátodo y expandirse por la acción de un flujo ascendente de burbujas de gas. Se observó que la elección del tamaño de partícula de carbón vítreo, y el tamaño de poro de la placa cerámica distribuidora eran determinantes para lograr una correcta fluidización del lecho. Desde nuestro conocimiento, esta es la primera vez que se

construye y opera una configuración de reactor bioelectroquímico de fase sólido (electrodo) -líquido-gas con un cátodo fluidizado. El principal potencial de este tipo de diseño novedoso es la maximización de la interacción de las bacterias planctónicas con un electrodo (en suspensión también).

Cuando el reactor de lecho fluidizado fue operado con la plancha de grafito como cátodo, los resultados mostraron que se producía ácido acético bajo estas condiciones, pero en concentraciones bajas. Además la microscopia electrónica confirmó la presencia de bacterias en forma de bacilos adheridas al papel de grafito, y las medidas de densidad óptica (OD 600 nm) mostraron además, un crecimiento microbiano de forma planctónica cuando se aplicó un potencial de voltametría cíclica se pudo ver que a este potencial de cátodo la corriente consumida aumentaba notablemente con respecto a la obtenida al polarizar el electrodo fluidizado a potenciales más positivos. En estas condiciones se detectaron las concentraciones mayores de hidrógeno en la fase gas (Liu, et al, 2005), y de ácidos en el medio. En este escenario los microorganismos pudieron

-1 V. En estas condiciones la máxima concentración de ácido acético detectado por el HPLC fue de 0,64 mM polarizando el cátodo a un potencial de -1 V, punto a partir del cual la producción se mantuvo en el tiempo.

Al operar el reactor con carbón vítreo como cátodo fluidizado (y la plancha de grafito como colector de corriente) la corriente consumida aumentó significativamente, así como las concentraciones de ácido acético obtenidas. El potencial del cátodo fluidizado se mantuvo en -1 V. Esto sugiere que las reacciones de reducción que estaban teniendo lugar (formación de hidrógeno, reducción de CO₂) se producían en una mayor proporción. Mediante la técnica de la

tomar los electrones directamente del cátodo o bien del H₂ que se pudiera formar de la electrólisis del agua o por las hidrogenasas presentes en algunos microorganismos anaerobios. (Nevin et al., 2011). En la Figura 13, se pueden observar la producción de H₂ de forma electroquímica en función de los potenciales y de los pHs determinados en el sistema.

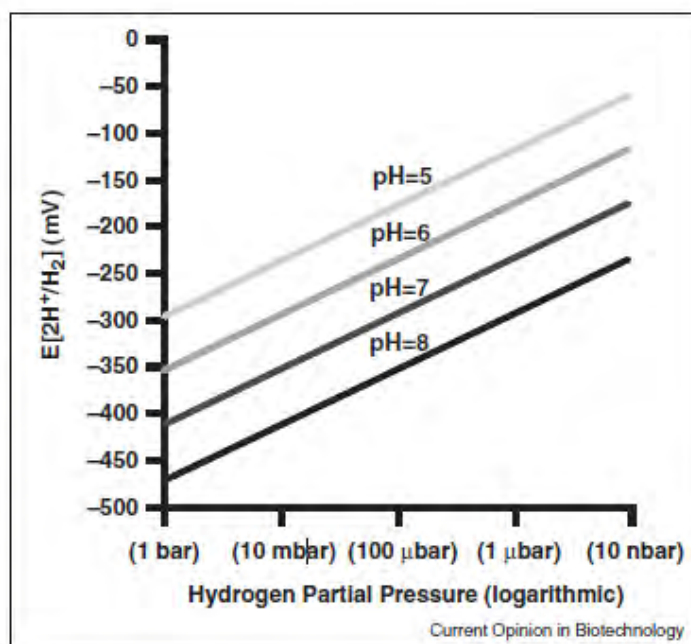


Figura 15. Potencial termodinámico (frente a electrodo de referencia SHE) de la reacción de producción de hidrógeno frente a la presión parcial del H_2 (p_{H_2}) según la ecuación de Nernst. Dicha ecuación demuestra como el potencial del electrodo para una solución acuosa en equilibrio con H_2 gas es dependiente del pH. Referencia de May et al., (2016).

Cuando el sistema se alimentó con influente en modo continuo, la producción de ácido acético se mantuvo y se detectó también ácido fórmico y propiónico. Las medidas de TOC en estas condiciones confirmaron la

Esto puede ser debido a que el ácido acético producido fuese consumido por microorganismos dentro del reactor, ya que se operó en el sistema con un cultivo mixto. Otra posibilidad es que se sintetizaran bioelectroquímicamente otros compuestos orgánicos de cadena más larga no detectados por el método del HPLC.

Cuando el sistema se operó en continuo, con el cátodo de carbón vítreo fluidizado y

formación de compuestos orgánicos en el medio del ME-FBR.

En general las concentraciones ácido acético obtenidas en las diferentes condiciones de operación ensayadas fueron bajas (<2 mM).

polarizado a -1 V, la voltametría cíclica obtenida fue muy diferente comparada con las obtenidas operando el sistema en diferentes condiciones. Se detectaron picos de oxidación-reducción centrados en valores de potencial distintos y, además, la densidad de corriente de pico obtenida fue mayor. Esto podría deberse a un aumento de la cantidad de biomasa dentro del reactor, y que por ello se obtuviera una respuesta redox más

significativa en los voltamogramas (Harnisch et al., 2012). Asimismo las concentraciones de H₂ gas medidas con la cromatografía de gases mostraron valores que no se habían alcanzado bajo las otras condiciones de operación del reactor. Ambos resultados sugieren que esta formación de hidrógeno puede estar relacionada con la actividad bioelectroquímica del reactor. Es decir, que se pudo estimular en esas condiciones la formación de hidrógeno por microorganismos electroactivos que utilizaran el cátodo fluidizado como donador de electrones.

4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Con este estudio se demuestra la viabilidad de la bioelectrosíntesis de ácidos orgánicos en un reactor de lecho fluidizado de 3 fases electroquímico microbiano a partir del CO₂ como aceptor de electrones y como fuente de C, y de un cátodo fluidizado como única fuente de electrones. Este proyecto se centró principalmente en la producción específica de ácido acético como prueba de concepto de un proceso de bioelectrosíntesis en esta novedosa configuración de sistema bioelectroquímico. Con los resultados obtenidos podemos concluir que el sistema bajo diferentes condiciones, es una configuración viable para la bioelectrosíntesis de ácidos orgánicos, aunque es necesaria la optimización de los parámetros de operación. Con la técnica de

la voltametría cíclica se pudo observar que existía una interacción redox entre los microorganismos cultivados en el medio del reactor y el cátodo fluidizado y además una evolución de la misma con el tiempo y con el cambio de los parámetros de operación.

Con este estudio se abre también la posibilidad de emplear este tipo de configuración no solo para la bioelectrosíntesis de ácidos a partir de CO₂, sino para otras reacciones de reducción mediadas por microorganismos electroactivos, como pueden ser la reducción de nitrato, sulfato o incluso de compuestos clorados para aplicaciones de descontaminación de efluentes.

Como futuro trabajo, se recomienda realizar un estudio más exhaustivo centrado en el análisis de los metabolitos de cadena de carbono más larga que el ácido acético con el fin de elucidar el tipo de reacciones que se están produciendo dentro del reactor de lecho fluidizado. De esta forma, y cuantificando el gas producido y su composición, podría realizarse un balance de carbono completo del sistema, lo que permitiría determinar las eficiencias del sistema y optimizar las diferentes variables de operación (potencial, TRH, pH, etc.).

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bajracharya, S. (2016). *Microbial Electrosynthesis of Biochemicals*.
- Bajracharya, S., Yuliasni, R., Vanbroekhoven, K., Buisman, C. J. N., Strik, D. P. B. T. B., & Pant, D. (2017). *Long-term operation of microbial electrosynthesis cell reducing CO₂ to multi-carbon chemicals with a mixed culture avoiding methanogenesis*. *Bioelectrochemistry*, 113, 26–34.
- Batlle-Vilanova, P., Ganigué, R., Ramió-Pujol, S., Bañeras, L., Jiménez, G., Hidalgo, M., ... Puig, S. (2017). *Microbial electrosynthesis of butyrate from carbon dioxide: Production and extraction*. *Bioelectrochemistry*, 117, 57–64.
- Harnisch, F., & Freguia, S. (2012). *A Basic Tutorial on Cyclic Voltammetry for the Investigation of Electroactive*, 466–475.
- Huang, L., Regan, J. M., & Quan, X. (2011). *Electron transfer mechanisms, new applications, and performance of biocathode microbial fuel cells*. *Bioresource Technology*, 102(1), 316–323.
- Jourdin, L., Grieger, T., Monetti, J., Flexer, V., Freguia, S., Lu, Y., ... Keller, J. (2015). *High Acetic Acid Production Rate Obtained by Microbial Electrosynthesis from Carbon Dioxide*. *Environmental Science and Technology*, 49(22), 13566–13574.
- Jourdin, L., Lu, Y., Flexer, V., Keller, J., & Freguia, S. (2016). *Biologically Induced Hydrogen Production Drives High Rate/High Efficiency Microbial Electrosynthesis of Acetate from Carbon Dioxide*. *ChemElectroChem*, 3(4), 581–591.
- Latif, H., Zeidan, A. A., Nielsen, A. T., & Zengler, K. (2014). *Trash to treasure: Production of biofuels and commodity chemicals via syngas fermenting microorganisms*. *Current Opinion in Biotechnology*, 27, 79–87.
- Liu, H., Grot, S., & Logan, B. E. (2005). *Electrochemically assisted microbial production of hydrogen from acetate*. *Environmental Science and Technology*, 39(11), 4317–4320.
- Logan, B. E. (2011). *Microbial Fuel Cells. Treatise on Water Science*.
- Martin, W. F. (2012). *Hydrogen, metals, bifurcating electrons, and proton gradients: The early evolution of biological energy conservation*. *FEBS Letters*, 586(5), 485–493.
- May, H. D., Evans, P. J., & LaBelle, E. V. (2016). *The bioelectrosynthesis of acetate*. *Current Opinion in Biotechnology*, 42, 225–233.
- Nevin, K. P., Hensley, S. A., Franks, A. E., Summers, Z. M., Ou, J., Woodard, T. L., ... Lovley, D. R. (2011). *Electrosynthesis of organic compounds from carbon dioxide is catalyzed by a diversity of acetogenic microorganisms*. *Applied and*

- Environmental Microbiology, 77(9), 2882–2886.
- Nevin, K. P., Woodard, T. L., Franks, A. E., Summers, Z. M., & Lovley, D. R. (2010). *Microbial electrosynthesis: Feeding microbes electricity to convert carbon dioxide and water to multicarbon extracellular organic compounds*. MBio, 1(2), 1–4.
- Patil, S. A., Gildemyn, S., Pant, D., Zengler, K., Logan, B. E., & Rabaey, K. (2015). *A logical data representation framework for electricity-driven bioproduction processes*. Biotechnology Advances, 33(6), 736–744.
- Schrödera, U., Harnisch, F., & Angenent, L. T. (2014). *Microbial Electrochemistry and Technology: Terminology and Classification*.
- Schuchmann, K., & Müller, V. (2014). *Autotrophy at the thermodynamic limit of life: a model for energy conservation in acetogenic bacteria*. Nature Publishing Group, (November).
- Tejedor Sanz, S. (2016). *Merging Microbial Electrochemical Systems with Conventional Reactor Designs for Treating Wastewater*, 205.
- Vilanova, P. B. (2016). *Bioelectrochemical transformation of carbon dioxide to target compounds*. Bioelectrochemical transformation of carbon dioxide to target compounds through microbial electrosynthesis Pau Batlle Vilanova.
- Wang, H., & Ren, Z. J. (2013). *Microbial Electrochemistry and Technology: Terminology and Classification*. Biotechnology Advances, 31(8), 1796–1807.

6. ANEXOS

Composición vitaminas y minerales

Minerales

Reactivo	Cantidad (g)
NTA	1,5
MgSO ₄	3
MnSO ₄	0,5
NaCl	1
FeSO ₄	0,1
CaCl ₂	0,1
CoCl ₂	0,1
ZnCl ₂	0,13
CuSO ₄	0,01
AlK(SO ₄)	0,01
H ₃ BO ₃	0,01
Na ₂ MoO ₄	0,025
NiCl ₂	0,024
Na ₂ WO ₄	0,025

Vitaminas

Todos los reactivos utilizados para la preparación de la receta de vitaminas, se encontraban en la nevera. Una vez preparadas, deben de mantenerse en nevera y en botellas topacias, evitar el contacto con la luz, ya que son fotosensibles.

Reactivo	Cantidad (mg)
Biotín	2
Ácido fólico	2
Piridoxina	10
Riboflavina (vitamina B2)	5
Tiamina	5
Ácido nicotínico	5
Ácido pantoténico	5
Cianocobalamina (vitamina B12)	0,1
Ácido p-aminobenzoico	5
Ácido tióctico	5

Balance de Carbono del influente

BALANCE DE CARBONO DEL INFLUENTE

	NaHCO ₃	Ácido 2-bromoetanosulfonato (C ₂ H ₄ BrNaO ₃ S)	Cisteína 0,5 mM (C ₃ H ₇ NO ₂ S)	Resazurina 0,1%, 1ml en FWM (C ₁₂ H ₇ NO ₄)	Total moles de C del influente	mg de C/L	mg que entran en el reactor/día	
							TRH 41 h	TRH 20 h
g/L	2,5	2						
Mm (g/mol)	84,00	211,01	121,16	229,19				
n=m/Mm (moles de sustancia añadida al medio)	2,98E-02	9,48E-03	5,00E-04	4,36E-06				
Relación 1 mol compuesto:moles C	1	2	3	12				
C total	0,03	0,02	1,50E-03	5,24E-05	0,05	603,25	36,20	72,39
C orgánico		0,02	1,50E-03	5,24E-05	0,02	246,11	14,77	29,53

0,1% lo considero en peso: en 100g de dilución (agua d≈1) 0,1g son de resazurina

Mm (C g/mol)	12
Volumen del reactor (mL)	120
media TOC influente mg/l	199,69

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

Y

UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS



**MASTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

**Estudio de co-cultivos definidos de microorganismos
electroactivos para el tratamiento de aguas residuales
salinas.**

AUTORA:

Juliana Maribel Maita Abad

DIRECTORES:

Abraham Esteve Núñez (UAH)

Alessandro Carmona Martínez (IMDEA AGUA)

Juan Manuel Ortiz Díaz-Guerra (IMDEA AGUA)

Quito, 18 de julio de 2018

ÍNDICE

RESUMEN.....	225
1. INTRODUCCIÓN.....	226
1.1. Tecnologías Electroquímicas Microbianas.....	226
1.2. Microorganismos electrogénicos.....	226
1.3. Desalinización microbiológica .	227
1.4. Proyecto MIDES.....	228
1.5. Motivación del estudio	229
1.6. Métodos para el análisis de biofilms electrogénicos	230
2. METODOLOGÍA.....	232
2.1. Cultivos microbianos y condiciones de crecimiento.....	232
2.1.1. Cultivos puros de <i>Geoalkalibacter subterraneus</i> y <i>Geobacter sulfurreducens</i> en viales de Hungate para obtención de biomasa ...	232
2.1.2. Co-cultivo <i>G. Subterraneus</i> – <i>G. Sulfurreducens</i> para experimentos en celdas electroquímicas.....	235
2.2. Celda electroquímica, configuración y construcción.....	238
2.2.1. Electrodo de trabajo (WE).....	238
2.2.2. Electrodo de Referencia (RE)...	238
2.2.3. Contraelectrodo (CE).....	239
2.2.4. Construcción	239
2.3. Inoculación e inicio de los ensayos electroquímicos	240
2.3.1. Cronoamperometría para formar el biofilm electrogénico.....	240
2.3.2. Voltametría cíclica para analizar la electroconductividad del biofilm.....	241
2.4. Análisis de datos	241
2.5. Análisis del biofilm con la técnica de hibridación fluorescente in situ	241
2.5.1. Fijación de las muestras.....	242
2.5.2. Hidridación	242
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	243
3.1. Ensayo cronoamperométrico para el crecimiento del biofilm electrogénico	243
3.2. Análisis del mecanismo de transferencia de electrones mediante voltamperometría cíclica.....	245
3.3. Análisis del biofilm sobre la superficie del electrodo mediante microscopía confocal y FISH.....	247
3.3.1. Aparente estratificación del co-cultivo	251
3.3.2. Controles experimentales negativos para corroborar la correcta utilización de la microscopía confocal y FISH.....	251
4. CONCLUSIONES.....	252
5. BIBLIOGRAFÍA	253
6. ANEXOS	255

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características y condiciones de crecimiento de <i>G. Subterraneus</i> – <i>G. Sulfurreducens</i>	230
Tabla 2. Composición de medios de cultivo: <i>G. Subterraneus</i> 1249 DSMZ y <i>G. Sulfurreducens</i> 826 DSMZ	233
Tabla 3. Composición del medio para co-cultivo <i>G. Subterraneus</i> – <i>G. Sulfurreducens</i>	236
Tabla 4. Desempeño eletrogénico de los co-cultivos de <i>Geoalkalibacter subterraneus</i> y <i>Geobacter sulfurreducens</i> durante ensayos de cronoamperometría y voltamperometría cíclica	244
Tabla 5. Sondas y marcador utilizadas en FISH, códigos e identificación.....	248

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Visión general del alto nivel de conceptos asociados con los sistemas bioelectroquímicos	226
Figura 2. Principales mecanismos de transferencia de electrones en las MET	227
Figura 3. Esquema de una celda de desalinización microbiana.....	228
Figura 4. Posible escenario del co-cultivo bacteriano a distintas concentraciones de salinidad	232
Figura 5. Procedimiento general para preparación de medio de cultivo	234
Figura 6. Procedimiento para completar e inocular medio	235
Figura 7. Obtención de biomasa para co-cultivo <i>G. Subterraneus</i> – <i>G. Sulfurreducens</i>	236
Figura 8. Elaboración de electrodo de trabajo	238
Figura 9. Electrodo RE – 5B Ag/Ag	239
Figura 10. Celda electroquímica	240
Figura 11. Cronoamperometría de los co-cultivos de <i>G. Subterraneus</i> – <i>G. Sulfurreducens</i> , a distintas concentraciones salinas.....	244
Figura 12. Voltamperograma cíclico de co-cultivos <i>G. Subterraneus</i> – <i>G. Sulfurreducens</i> de las condiciones experimentales de salinidad	246
Figura 13. Cálculo del Potencial Formal (E^f), condición experimental de 10 g/L.....	247
Figura 14. Imágenes obtenidas con microscopía confocal láser y la técnica FISH.....	249
Figura 15. Proyección 3D del biofilm WE 10 g/L parte inferior (A) y superior (B)	251

Figura 16. Controles experimentales	
negativos: a con sonda NONE y DAPI, b	
con sonda GEO y DAPI.....	252

RESUMEN

La celda de desalinización microbiana se basa en la capacidad de microorganismos electrogénicos para transferir electrones de manera extracelular. Surge por una modificación de la celda de combustible microbiana. Consta de una cámara catódica, una anódica y una intermedia. Esta última está separada de las anteriores por dos membranas de intercambio iónico. Aplicando esta tecnología es posible conseguir la producción de agua potable desalinizando agua de mar con la energía generada durante la degradación anódica de la materia orgánica contenida en aguas residuales. Este es el fundamento en el que se basa el proyecto MIDES, que a su vez ha motivado la investigación presentada en este Trabajo Fin de Máster.

Al generarse un flujo de corriente eléctrica entre el ánodo y cátodo, por la oxidación microbiana de la materia orgánica, los iones contenidos en la corriente salina se movilizan a través de las respectivas membranas de intercambio para equilibrar la carga eléctrica. Al ocurrir esto se da un incremento de salinidad en la cámara anódica, lo que afecta el desarrollo del biofilm electrogénico comúnmente formado por microorganismos electrogénicos de agua dulce como *Geobacter sulfurreducens*. Por ello, en la presente investigación se propone el estudio de co-cultivos de *Geobacter sulfurreducens* y el microorganismo electrogénico halofílico *Geoalkalibacter subterraneus* como una alternativa que además del tratamiento de aguas residuales salinas permita la producción

de corriente eléctrica suficiente para continuar con el proceso de desalinización.

Para el estudio del co-cultivo se preparó un medio en base a las recetas DSZM 1249 y 826 correspondiente a *Geoalkalibacter subterraneus* y *Geobacter sulfurreducens* con acetato (20 mM) como donador de electrones. La biomasa se obtuvo a partir de cultivos puros de los microorganismos electrogénicos. El co-cultivo discontinuo se desarrolló en una semi celda con una configuración de 3 electrodos: electrodo de trabajo (aceptor de electrones), electrodo de referencia; y contraelectrodo. Se aplicó métodos electroquímicos como cronoamperometría, voltametría cíclica, microscopía confocal láser aplicando la técnica FISH para el análisis de los biofilms.

De acuerdo con el análisis electroquímico y microscópico fue posible obtener el crecimiento de biofilms electrogénicos compuestos por *Geobacter subterraneus* y *Geoalkalibacter sulfurreducens*. Estos fueron capaces de generar las densidades de corriente tanto en medios sin adición extra de sales (0 g/L NaCl) como en condiciones de salinidad (10 y 30 g/L NaCl), por lo que un co-cultivo de estos microorganismos pueden usarse para la depuración de aguas residuales y la desalinización microbiológica en las que se generan esas condiciones.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Tecnologías Electroquímicas Microbianas

Las Tecnologías Electroquímicas Microbianas (MET por sus siglas en inglés) se basan en sistemas bio electroquímicos que incluyen un ánodo en el que se produce la oxidación de un compuesto orgánico (donador de electrones) y un cátodo en el que sucede la reducción de un

compuesto inorgánico (aceptor de electrones). Estos se encuentran normalmente separados por una membrana; al ocurrir la reacción se crea una diferencia de potencial entre ambos elementos conductores. Tanto el ánodo como el cátodo permanecen sumergidos en un medio que contiene los reactivos y productos de la reacción denominado electrolito, y están conectados mediante una resistencia. (Rabaey y Rozendal, 2010)

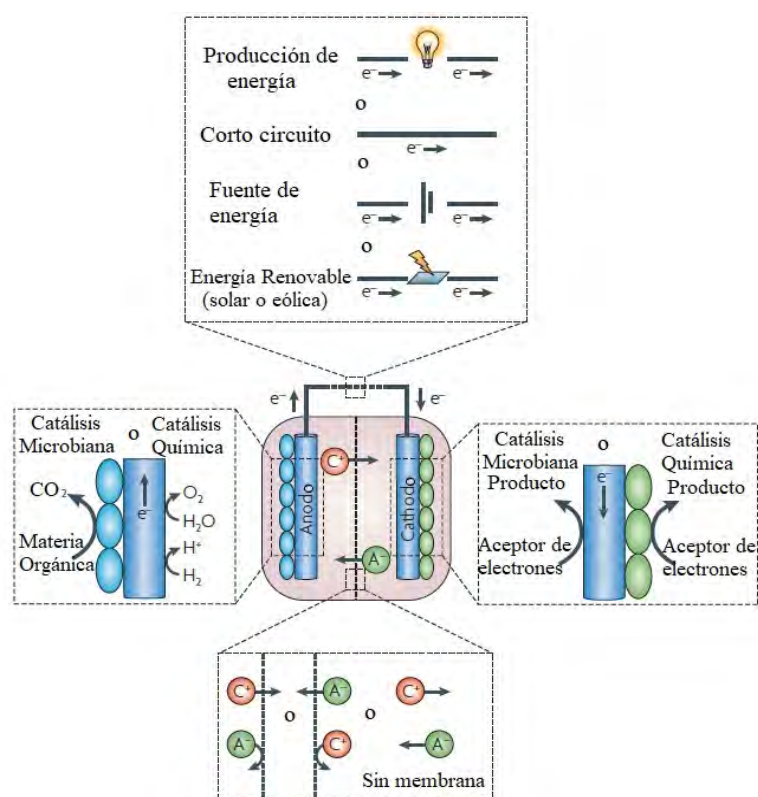


Figura 1. Visión general del alto nivel de conceptos asociados con los sistemas bioelectroquímicos. Existe una amplia variedad en relación con el tipo de membrana, naturaleza de los catalizadores – en el ánodo o en el cátodo–, y la fuente para reducir el consumo energético, lo que conduce a una tecnología muy versátil, que permite realizar una amplia gama de procesos. (Adaptado al español de: Rabaey y Rozendal, 2010. A high-level overview of the concepts associated with bioelectrochemical systems.)

1.2. Microorganismos electrogénicos

Según Koch et al., 2017 las MET tienen su fundamento en la conexión entre el metabolismo microbiano y el flujo de corriente a un electrodo. Esto se logra por la capacidad

de los microorganismos electrogénicos de efectuar una transferencia extracelular de electrones (TEE). Como se describe en la Figura 2 la TEE puede ocurrir a través de diferentes mecanismos: a) transferencia directa

al entrar en contacto las moléculas redox de la superficie celular y el electrodo, b) a través de nanocables microbianos, y c) por moléculas

difusivas que son reducidas y oxidadas en la superficie o dentro de la célula. (Koch y Falk, 2016)

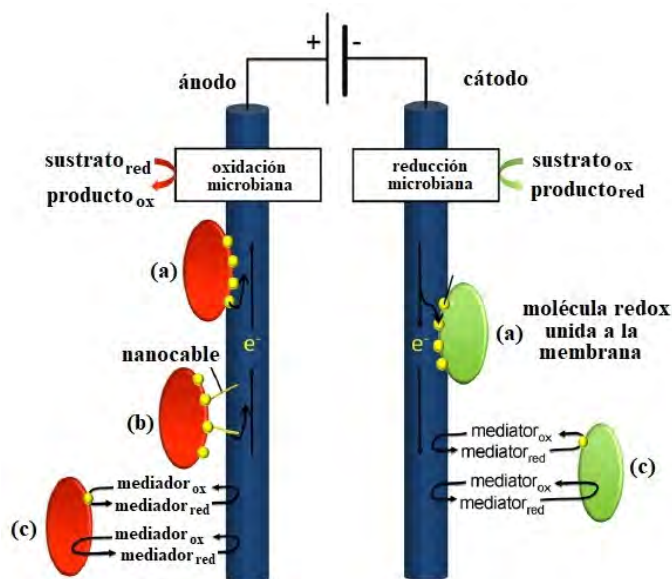


Figura 2. Principales mecanismos de transferencia de electrones en las MET. Adaptado al español: de Koch y Falk (2016). Principal mechanisms of primary microbial electrochemical technologies.

Entre los microorganismos electrogénicos más estudiados están *Geobacter sulfurreducens* y *Shewanella oneidensis* MR -1; sin embargo, muchos otros realizan transferencia de electrones para obtener energía y sobrevivir. En ambientes naturales compuestos inorgánicos como Fe (III) y Mn IV, así como diferentes moléculas solubles pueden actuar como aceptores finales de electrones (oxígeno, dióxido de carbono, nitrato, sulfato, dimetil sulfóxido). Algunas bacterias Gram positivas y Gram negativas, como, por ejemplo, *Proteus vulgaris*, *Pseudomonas sp*, *Escherichia coli*, *Klebsiella pneumoniae*, *Bacillus subtilis*, y *Corynebacterium*, han sido evaluadas para determinar su aplicación en celdas de combustible microbiano. (Patil, Hägerhäll, y Gorton, 2014)

1.3. Desalinización microbiológica

Una aplicación de las MET es la desalinización microbiológica que ocurre en la denominada celda de desalinización microbiana o MDC por sus siglas en inglés (Microbial Desalination Cell), que surge de la modificación de una celda de combustible microbiana. La MDC está constituida por una cámara anódica, una cámara catódica y una cámara intermedia que se origina al colocar una membrana de intercambio aniónico junto al ánodo y una membrana de intercambio catiónico junto al cátodo. Cuando las bacterias que se encuentran en la superficie del ánodo generan corriente a través de la oxidación de la materia orgánica contenida en la fase acuosa, los iones que se encuentran en la cámara intermedia migran hasta las cámaras anódica y catódica respectivamente, produciendo así la

desalinización del compartimento intermedio o salino. (Cao et al., 2009).

Borjas, Esteve-Núñez y Ortiz (2017) reportan que, con la implementación de un protocolo de operación, su prototipo de MDC alcanzó una tasa de desalinización del 90% en un ciclo. La corriente eléctrica requerida (3.20 Am^{-2}) para el proceso fue generada por un biofilm anódico de *Geobacter sulfurreducens* (en adelante *G. sulfurreducens*) a partir de la degradación de acetato. De este modo se produjeron $0.38 \text{ Lm}^{-2}\text{h}^{-1}$ sin requerir de una fuente de energía externa (sí exceptuamos la energía necesaria para el bombeo de las corrientes).

1.4. Proyecto MIDES

El proyecto H2020 MIDES (Microbial Desalination for Low Energy Drinking Water) plantea la aplicación de la MDC con el objetivo principal de obtener agua potable mediante la desalinización usando la energía generada (hasta 1.8 kWh/m^{-3}) durante la depuración de aguas residuales. Con esta tecnología la salinidad del agua se reduciría en un 86%, por lo que el porcentaje restante

podría ser retirado mediante ósmosis inversa usando solo el 17% de la energía que se requiere (3 kWh m^{-3}) al desalinizar con este método. (Memoria Técnica del Proyecto MIDES, 2015)

Como se describe en la Figura 3, en la cámara anódica de la MDC, y sobre un electrodo a base de carbono (ánodo), se desarrolla un biofilm bacteriano que al oxidar la materia orgánica contenida en el efluente del tratamiento previo del agua residual en un reactor anaerobio convencional libera electrones y protones. Los electrones son conducidos mediante un circuito externo hasta la cámara catódica donde especies como ferricianuro u oxígeno, que actúan como aceptores finales, son reducidas. Para equilibrar la carga eléctrica generada en el proceso anterior los cationes y aniones del agua en la cámara intermedia se mueven a través de las membranas de intercambio correspondientes, produciendo así la desalinización. (Memoria Técnica del Proyecto MIDES, 2015)

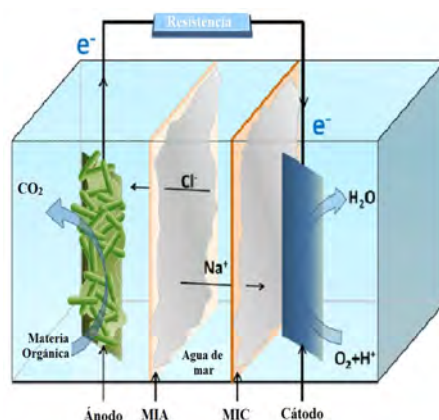


Figura 3. Esquema de una celda de desalinización microbiana. MIA: Membrana de intercambio aniónico, MIC: Membrana de intercambio catiónico. (Adaptado al español de: Memoria Técnica del Proyecto MIDES, 2015. The schematic of a microbial desalination cell.)

1.5. Motivación del estudio

Durante la desalinización los iones que van desde la cámara intermedia producen un incremento de salinidad tanto en la cámara anódica como en la cámara catódica, por lo que son necesarios consorcios bacterianos que en esas condiciones sean capaces de mantener una electroactividad máxima (Memoria Técnica del Proyecto MIDES, 2015).

El microorganismo comúnmente usado para desarrollar un biofilm electrogénico sobre el ánodo es *Geobacter sulfurreducens*. De acuerdo con Caccavo et al. (1994) *G. sulfurreducens* muestra crecimiento en ambientes de agua dulce e incluso en ambientes que alcanzan una salinidad equivalente a la mitad de la concentración de NaCl en el mar (i.e., 17.50 g/L NaCl).

Otra bacteria de respiración anódica es *Geoalkalibacter subterraneus* (en adelante, dG. *subterraneus*); este microorganismo ha desarrollado un biofilm electrogénico en un medio con una concentración salina de 35 g/L NaCl (Carmona Martínez, Pierra, Trably, y Bernet, 2013) y según Greene, Bharat K., y

Shahrakbah (2009) puede crecer en medios de hasta 100 g/L NaCl.

Por lo tanto, en la presente investigación se propone la utilización de co-cultivos de *G. subterraneus* y *G. sulfurreducens* como una alternativa al incremento gradual de la salinidad de la cámara anódica de la MDC, lo que podría permitir no sólo el tratamiento de aguas residuales a distintos valores de salinidad sino también que los biofilms anódicos de estos microorganismos sigan siendo capaces de producir la corriente eléctrica necesaria para llevar a cabo la desalinización microbiológica del agua.

La experimentación del presente Trabajo Fin de Máster se ha acotado a la realización de un estudio exploratorio de los co-cultivos descritos y su respuesta desde el punto de vista electroquímico y microscópico a distintos valores definidos de salinidad.

Las principales características y condiciones de crecimiento de los microorganismos electrogénicos para el co-cultivo a estudiar se sintetizan en la Tabla 1.

Tabla 1. Características y condiciones de crecimiento de *G. subterraneus* y *G. sulfurreducens*.

Características y condiciones de crecimiento	<i>G. subterraneus</i>	<i>G. sulfurreducens</i>
Familia	Geobacteracea	Geobacteracea
Bacilo	Gram negativo	Gram negativo
Tamaño celular	1.0 – 5.0 μm x 0.5 – 0.6 μm	2.0 – 3.0 μm x 0.5 μm
pH óptimo	7.0	7.0
Rango de pH	6.0 – 9.0	6.0 – 9.0
Rango de temperatura	30 – 50 °C	30 – 35 °C
Salinidad óptima	20.0 g/L NaCl	0.0 g/L
Respiración	Anaerobia estricta	Anaerobia/microaerobia
Transferencia de electrones (Mecanismo)	Directa	Directa
Sustrato donador de electrones	Acetato	Acetato
Sustrato aceptor de electrones en microbiología convencional	Nitrato	Fumarato
Sustrato aceptor de electrones en electroquímica	Materiales de carbono conductores de electricidad	Materiales de carbono conductores de electricidad
Densidad de corriente generada	4.68 \pm 0.54 A m ⁻²	11.60 \pm 0.21 A m ⁻²

(Tabla elaborada a partir de datos de: Greene, Bharat K., y Shahrakbah. 2009, Carmona Martínez, Pierra, Trably, y Bernet. 2013, Caccavo et al., 1994, Patil et al., 2011)

1.6. Métodos para el análisis de biofilms electrogénicos

Existen varios métodos que permiten el estudio de biofilms electrogénicos: potenciostáticos, técnicas de espectroscopía, espectro-electroquímica, microscopía de barrido láser confocal, microscopía de fuerza atómica, microscopía confocal de Raman; entre otros. (Harnisch y Rabaey, 2012),

En esta investigación en la que el co-cultivo se desarrolla en una semi celda electroquímica de configuración de tres electrodos se usa las técnicas potenciométricas cronoamperometría y voltametría cíclica. Estos métodos involucran el uso de un potenciostato que permite medir la diferencia de potencial entre el electrodo de trabajo y un electrodo de

referencia. (Bard, Inzelt, y Scholz, 2008). El electrodo de referencia detecta el flujo de corriente desde el electrodo de trabajo hacia el contraelectrodo. (Harnisch y Rabaey, 2012)

Durante un ensayo cronoamperométrico la corriente generada en respuesta a un potencial constante aplicado es medida respecto al tiempo. (Bard, Inzelt, y Scholz, 2008). Este método permite obtener parámetros como la densidad máxima de corriente producida por el biofilm, y eficiencia coulombimétrica. Los procesos anódicos son estudiados generalmente con potenciales positivos y permiten determinar la densidad de corriente producida. (Gimkiewicz y Harnisch, 2013)

En una voltametría cíclica (CV, debido a sus siglas en inglés Cyclic Voltametry) se registra la corriente generada por el biofilm electrogénico respecto al potencial aplicado al electrodo de trabajo. Consiste en un barrido lineal del potencial (E), desde un E inicial a un E final y se retorna al potencial inicial. Se realizan varios ciclos de medición, en dos condiciones: en presencia de sustrato, y en ausencia de sustrato, lo que permite una comparación. Esta técnica permite distinguir la oxidación y reducción y los posibles sitios de transferencia de electrones en los distintos rangos de barrido. (Harnisch y Rabaey, 2012)

Además, el biofilm del co-cultivo es analizado con microscopía de barrido confocal láser aplicando la técnica Hibridación Fluorescente *in situ* o FISH por sus siglas en inglés, que

permite marcar específicamente las células de las bacterias que conforman el biofilm en base a su contenido genético. (Harnisch y Rabaey, 2012).

Este trabajo tiene como objetivo principal el estudio de co-cultivos de los microorganismos electrogénicos: *Geoalkalibacter subterraneus* y *Geobacter sulfurreducens*, a distintas condiciones experimentales de salinidad (0, 10, 20, 30 g/L NaCl).

Como objetivos específicos se espera:

- Lograr mediante un ensayo cronoamperométrico el crecimiento de biofilms electrogénicos durante el co-cultivo de *Geoalkalibacter subterraneus* y *Geobacter sulfurreducens* a distintas condiciones experimentales de salinidad: 0, 10, 20 y 30 g/L NaCl.
- Determinar la densidad de corriente máxima generada por los biofilms en las distintas condiciones experimentales de salinidad.
- Analizar electroquímicamente el biofilm formado en la superficie del electrodo mediante Voltamperometría Cíclica.
- Analizar microscópicamente el biofilm formado sobre la superficie de los electrodos de trabajo aplicando para ello la técnica de Hibridación Fluorescente *in situ* o FISH por sus siglas en inglés.

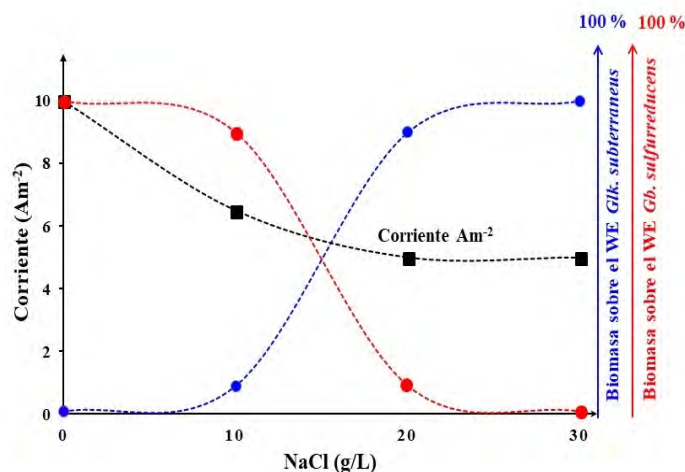


Figura 4. Posible escenario del co-cultivo bacteriano a distintas concentraciones de salinidad.

2. METODOLOGÍA

A continuación, se describen los materiales y la metodología aplicada en la fase experimental y durante el análisis de datos.

2.1. Cultivos microbianos y condiciones de crecimiento.

2.1.1. Cultivos puros de *Geobacter subterraneus* y *Geobacter sulfurreducens* en viales de Hungate para obtención de biomasa

En este estudio se trabajó a partir de cultivos de la cepa Red 1 de *G. subterraneus* y la cepa

12127 de *G. sulfurreducens*. Estas cepas fueron obtenidas previamente en la Colección Alemana de Microorganismos y cultivos celulares (en alemán DMSZ. Deutsche Sammlung Von Microorganismen und Zellkulturen).

Para el experimento se requirieron cultivos frescos de *G. subterraneus* y de *G. sulfurreducens*, por lo que se inició preparando medios en base a las siguientes recetas: 1249 DSMZ para *G. subterraneus* y la 826 DSMZ para *G. sulfurreducens*, cuya composición se detalla en la Tabla 2. El procedimiento para su elaboración se observa en la Figura 5.

Tabla 2. Composición de medios de cultivo: *G. subterraneus* 1249 DSMZ y *G. sulfurreducens* 826 DSMZ.

Compuesto	Cantidad para Medio <i>G. subterraneus</i> 1249 DSMZ	Cantidad para Medio <i>G. sulfurreducens</i> DSMZ 826
NaCl	17.00 g	N.A.
NaNO ₃	2.55 g	N.A.
Na ₂ - Fumarato*	N.A.	8.00 g
MgCl ₂ • 6H ₂ O	4.50 g	N.A.
CaCl ₂ • 2H ₂ O	0.35 g	N.A.
NH ₄ Cl	1.00 g	1.50 g
KCl	N.A.	0.10 g
KH ₂ PO ₄	0.08 g	N.A.
Na ₂ HPO ₄	N.A.	0.60 g
Solución de elementos traza SL – 10 (Medio DSMZ 320. Anexo1)	1.00 mL	N.A.
Solución de selenito tungstato (Medio DSMZ 385. Anexo1).	1.00 mL	N.A.
Solución de elementos traza (Medio DSMZ 141. Anexo1)	N.A.	10.00 mL
Solución de Vitaminas (Medio DSMZ 141. Anexo1) *	N.A.	10.00 mL
NaHCO ₃	3.50 g*	2.50 g
Na - acetato*	1.00 g	0.82 g
Extracto de levadura*	3.00 g	
Agua destilada	1000.00 mL	980.00 mL

N.A.: No aplicable. Los dos medios de cultivo no comparten todos los compuestos.

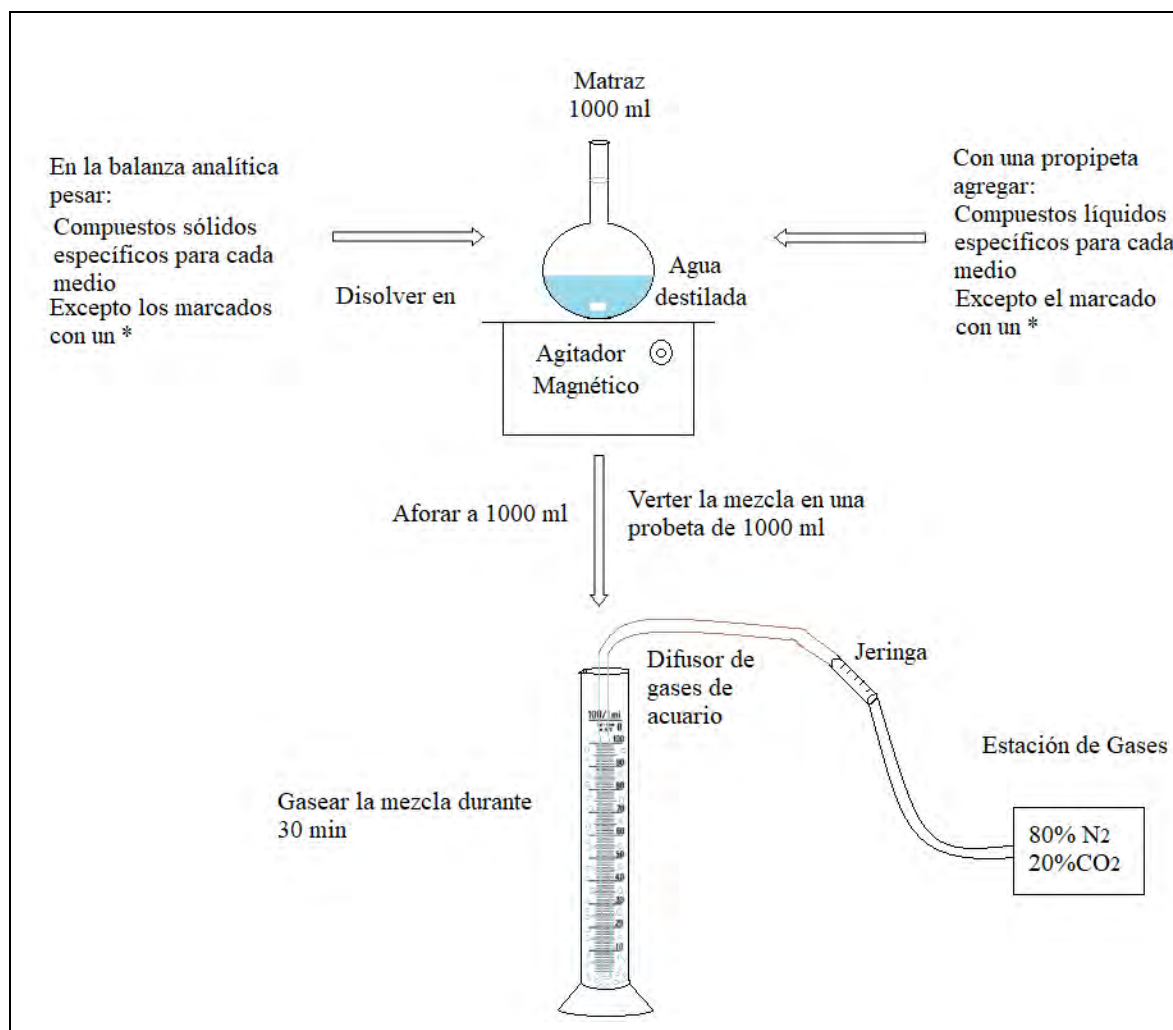


Figura 5. Procedimiento general para preparación de medio de cultivo

Se distribuyó 50 mL de medio de cultivo en botellas de vidrio de 100 mL, obteniendo 20 viales para cultivo de *G. subterraneus* y 20 viales para cultivo de *G. sulfurreducens*, que se sellaron con un tapón de caucho butilo azul y un aro metálico. El contenido de los viales se gasificó con una mezcla de 80% N₂ y 20% CO₂, durante 30 minutos para eliminar el O₂ remanente, logrando así condiciones anóxicas. Los viales con el medio fueron esterilizados en la autoclave durante 20 min, a 121°C y a 1 atm de presión.

Los compuestos señalados con un asterisco en la Tabla 1 se agregaron a los medios de cultivo

antes de la inoculación, a partir de soluciones preparadas bajo condiciones anóxicas y estériles. Al medio de *G. subterraneus* se añadieron soluciones de acetato de sodio, extracto de levadura esterilizadas en autoclave, y bicarbonato de sodio a través de un filtro de celulosa estéril de 0,02 µ. El medio de *G. sulfurreducens* se complementó con fumarato de sodio y vitaminas. Las soluciones fueron agregadas a través de un filtro estéril de celulosa 0,02 µ. En la Figura 6 se puede ver el proceso seguido para complementar e inocular cada medio.

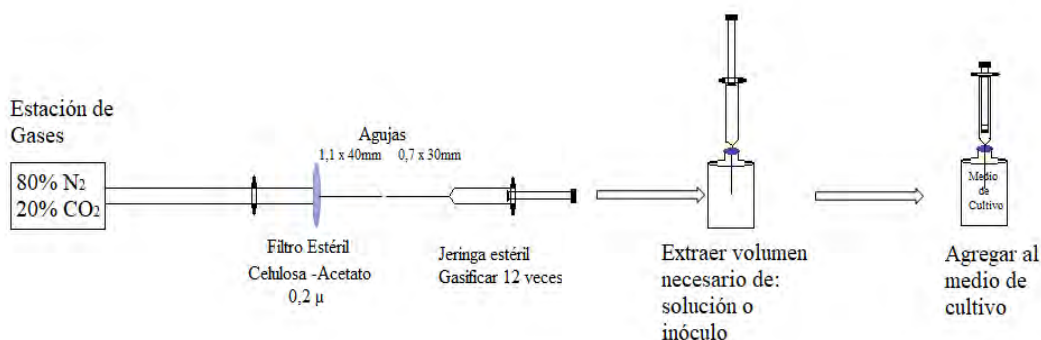


Figura 6. Procedimiento para complementar e inocular medio

A partir de los cultivos recibidos de la DSMZ de *G. subterraneus* y *G. sulfurreducens* se inocularon al 2% viales de cada microorganismo de manera independiente, y se incubaron a una temperatura de entre 27°C y 30°C, sobre un agitador mecánico a una velocidad de 120 rpm durante 7 días.

- **Crio-preservación de *Geoalkalibacter subterraneus*:**

Con la finalidad de crio-preservar cepas de *G. subterraneus* se preparó 50 mL de solución glicerol-salina en condiciones anóxicas y estériles, compuesta por 75% agua destilada, 25% glicerol y NaCl 0,29 M. La mezcla se colocó en un vial de 100 mL, tipo Hungate, se gasificó durante 30 min con 80% N₂ y 20% CO₂, y se llevó al autoclave a 121°C durante 20 min y a 1 atm. A partir de dos viales de cultivo fresco de *G. subterraneus*, y en condiciones estériles, se colocó 40 mL de su contenido en tubos Falcon de 50 mL para centrifugar a 3000 rpm durante 10 min. El pellet obtenido fue resuspendido con 3 mL de la solución glicerol-salina; 2 mL de esta suspensión se colocaron en crio-tubos de 1 mL

y se sumergieron en N₂ líquido hasta que los crio-tubos alcanzaron el punto de equilibrio y se almacenaron a -80°C en las instalaciones de IMDEA Agua (congelador CON – 008 balda 3 BIOE, de la sala 016).

2.1.2. Co-cultivo *G. subterraneus* - *G. sulfurreducens* para experimentos en celdas electroquímicas.

- **Medio de Cultivo**

Para el co-cultivo microbiano *G. subterraneus* – *G. sulfurreducens* se preparó un medio de acuerdo con las recetas de la 1249 DSMZ que corresponde a *G. subterraneus* y 826 DSMZ de *G. sulfurreducens*, como se puede observar en la Tabla 3. Ciertos componentes son comunes en los medios de cultivo de estos microorganismos, por lo que en ese caso se añadió la mayor cantidad indicada. A este medio no se agregó nitrato de sodio ni fumarato de sodio, ya que estos actúan como aceptores de electrones y en el experimento esta función la realizó el electrodo de trabajo; como donador de electrones se agregó acetato de sodio 20 mM.

Para preparar el medio del co-cultivo se siguió un procedimiento similar al de la Figura 5, y su composición se detalla en la siguiente tabla:

Tabla 3. Composición de medio para co - cultivo *G. subterraneus* – *G. sulfurreducens*.

Compuesto	Cantidad		
	Medio independiente de <i>G. s.</i> 1249 DSMZ	Medio independiente de <i>G. s.</i> 826 DSMZ	Medio para el co - cultivo definido de <i>G. s.</i> - <i>G. s.</i>
NaCl (condiciones experimentales de salinidad)	17.00 g	N.A.	Variable: 0.0, 10.0, 20.0 y 30.0 g/L
NaNO ₃	2.55 g	N.A.	N.A.
Na ₂ - Fumarato	N.A.	8.00 g	N. A.
MgCl₂ • 6H₂O	4.50 g	N.A.	4.50 g
CaCl₂ • 2H₂O	0.35 g	N.A.	0.35 g
NH₄Cl	1.00 g	1.50 g	1.50 g
KCl	N.A.	0.10 g	0.10 g
KH₂PO₄	0.08 g	N.A.	0.08 g
Na₂HPO₄	N.A.	0.60 g	0.60 g
Solución de elementos traza SL – 10 (Medio DSMZ 320)	1.00 Ml	N.A.	1.00 mL
Solución de selenito tungstato (Medio DSMZ 385).	1.00mL	N.A.	1.00 mL
Solución de elementos traza (Medio DSMZ 141)	N.A.	10.00 Ml	10.00 mL
Solución de Vitaminas (Medio DSMZ 141) *	N.A.	10.00 mL	10.00 mL
NaHCO₃	3.50 g	2.50 g	3.50 g
Na - acetato*	1.00 g	0.82 g	1.66 g
Extracto de levadura*	3.00 g	N.A.	3.00 g
Agua destilada	1000.00 mL	980.00 mL	978 mL

La solución de vitaminas, el acetato de sodio y el extracto de levadura fueron añadidas al medio previo a la inoculación. Para conseguir distintas condiciones experimentales de salinidad el cloruro de sodio se agregó de tal forma que las concentraciones en el medio de co-cultivo de cada celda electroquímica fueron las siguientes: 0 g/L, 10 g/L, 20 g/L, 30 g/L.

• Obtención de biomasa e inoculación

Se centrifugaron cultivos frescos de *G. subterraneus* y de *G. sulfurreducens* a 3000 rpm durante 10 min, y los pellets de cada microorganismo se resuspendieron con medio de co-cultivo *G. subterraneus* – *G. sulfurreducens*, procediendo tal como se describe en la siguiente figura:

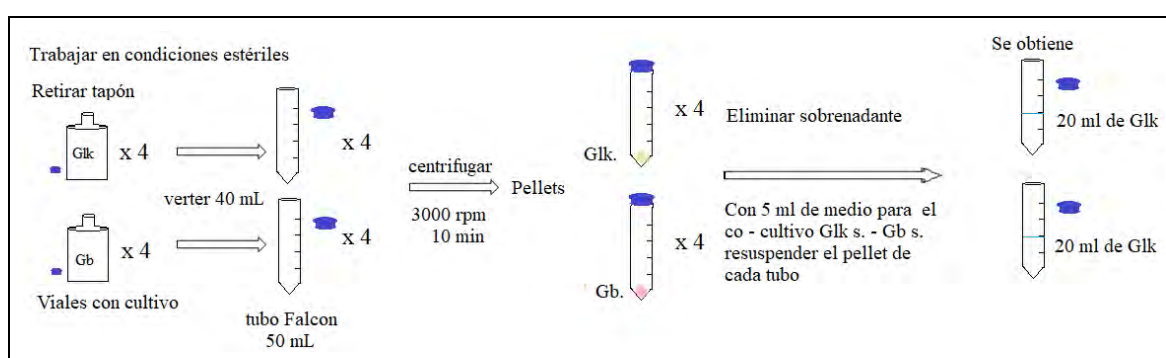


Figura 7. Obtención de biomasa para co-cultivo *G. subterraneus* – *G. sulfurreducens*.

Con la finalidad de obtener un inóculo con cantidades similares de *G. subterraneus* y *G. sulfurreducens* se determinó por espectrofotometría la densidad óptica a 620 nm (D.O.) de la resuspensión de cada microorganismo, según lo expuesto por Madigan et al, 2015, donde se menciona que la medición de la turbidez es un método rápido y práctico de estimación de la masa celular; mientras más células estén presentes mayor será la turbidez de una suspensión. Aplicando la ecuación matemática $C1V1 = C2V2$, donde C1 se refiere a una solución de concentración inicial, V1 a volumen inicial, C2 a concentración final y V2 a volumen final, se calculó la concentración del microorganismo con menor D.O. en unidades de absorbancia

(A) para un volumen final 40 mL que se obtendrá al mezclar las suspensiones de los microorganismos; partiendo de su concentración inicial en unidades de absorbancia y su volumen inicial de 20 mL. Para obtener una concentración similar de la resuspensión de mayor D.O. se realizó una dilución con medio de co-cultivo aplicando la ecuación antes descrita y se mezcló esta con la resuspensión de menor densidad óptica obteniendo así la biomasa para el co-cultivo de *G. subterraneus* y *G. sulfurreducens*.

Para *G. sulfurreducens* se obtuvo una D.O. de 0.350 A, que corresponde a una concentración de 0,175 A, (en 40 mL). La D.O. de *G. subterraneus* fue de 0.468, la alícuota tomada

de esta suspensión fue de 15 mL y se agregaron 5 mL de medio de co-cultivo. Al mezclar las suspensiones la concentración de cada microorganismo en 40 mL fue de aproximadamente 0,175 A. Cabe mencionar que el principal objetivo de esta metodología fue obtener tanta biomasa como fuera posible para garantizar la formación de un biofilm en la superficie del electrodo. Tanto *G. sulfurreducens* como *G. subterraneus*, bajo el diseño experimental aquí indicado, crecen preferentemente en forma de biofilm al ser el electrodo el único material que funciona como aceptor final de electrones disponible en el medio. La cantidad de biomasa planctónica en suspensión es despreciable.

2.2. Celda electroquímica, configuración y construcción

El co-cultivo bacteriano se desarrolló en una semi-celda electroquímica con una configuración de tres electrodos controlados

por un potencióstato, este último permite aplicar un potencial y cuantificar los electrones producidos en la oxidación del sustrato. (Figura 6)

2.2.1. Electrodo de trabajo (WE)

Este electrodo actúa como ánodo, a partir de ahora WE (del inglés *working electrode*); es aquí donde se produce la oxidación bioelectroquímica del sustrato. En este electrodo se aplica un potencial fijo frente al electrodo de referencia (Bard, Inzelt, y Scholz, 2008).

Este WE fue elaborado con placa de grafito Mersen y cable de cobre de 6mm; como material aislante se utilizó pegamento Epoxi bicomponente Loctite EA 3430 (Henkel).

En la Figura 8 se observa el procedimiento seguido para elaborar los electrodos de trabajo:

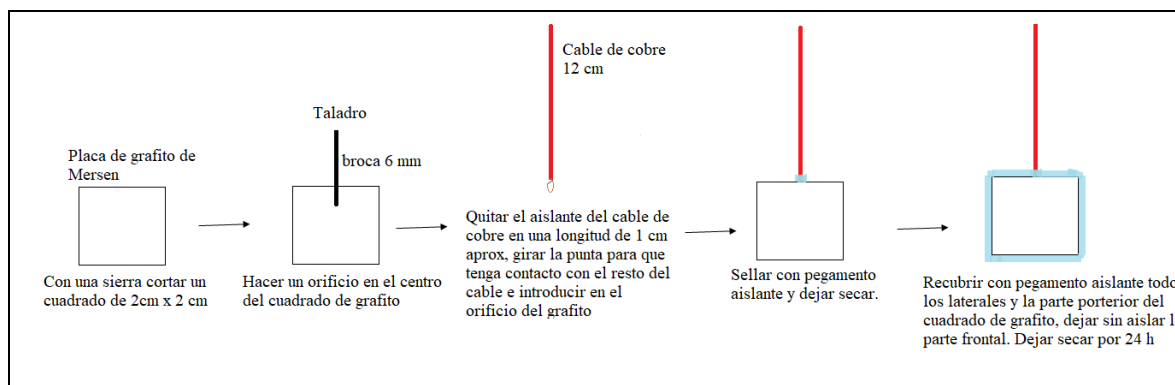


Figura 8. Elaboración de electrodo de trabajo.

La parte del electrodo que no se aisló con el pegamento corresponde al área disponible para el crecimiento del biofilm, y fue de 4 cm² (0,0004 m²).

2.2.2. Electrodo de Referencia (RE).

Es un electrodo con un potencial estable que hace posible fijar o medir el potencial del

electrodo de trabajo (Gimkiewicz & Harnisch, 2013). En adelante, RE (*Reference electrode* en inglés).

Se usó RE 5B Ag/AgCl con conector flexible, de la compañía BASi® | Reference Electrodes - Bioanalytical Systems, Inc.

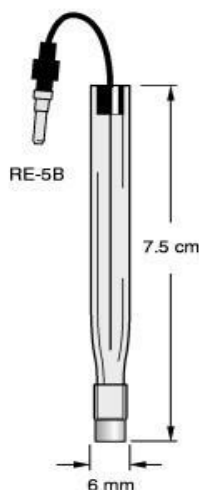


Figura 9. Electrodo RE – 5B Ag/Ag. Recuperado de: <https://www.basinc.com/products/MF-2052>
Antes de colocarlos en la semi-celda los RE fueron esterilizados durante 30 minutos en etanol al 95%.

2.2.3. Contraelectrodo (CE)

Se denominará CE por sus siglas en inglés (*Counter electrode*), funciona como cátodo y hace posible la reacción en el WE complementado esta con la reacción de reducción. (Gimkiewicz y Harnisch, 2013). En la semi-celda la reacción más probable es la electrólisis abiótica del agua.

Para el experimento se usó un electrodo D.S.A. (por sus siglas en inglés Dimensional Stable Anode), o también denominado ánodo insoluble fabricados en titanio platinizado por INAGASA (Ingeniería de accesorios para la Galvanotecnia S.A.).

2.2.4. Construcción.

Para construir las celdas, además de los electrodos antes descritos se utilizaron 4

botellas de vidrio SIMAX de 250 mL, 4 tapones de goma butilo, y tapas roscables para hermetizar. Con un taladro y broca de 6mm se realizó en cada tapón un agujero que permitiera el paso del electrodo de referencia.

El electrodo de trabajo y el contraelectrodo fueron colocados atravesando el tapón de goma de modo que el área del WE donde se desarrollara el biofilm estuviera frente a la parte cóncava del CE, como sugiere (Carmona-Martínez, Lacroix, Trably, Da Silva, & Bernet, 2018) quedando en la mitad el agujero previamente hecho para el RE; se colocó el tapón y la tapa roscable sin ajustar, y se cubrió la parte superior de la celda con papel aluminio y se llevó al autoclave para esterilizar sus componentes. Posteriormente se colocó el electrodo de referencia esterilizado en etanol.

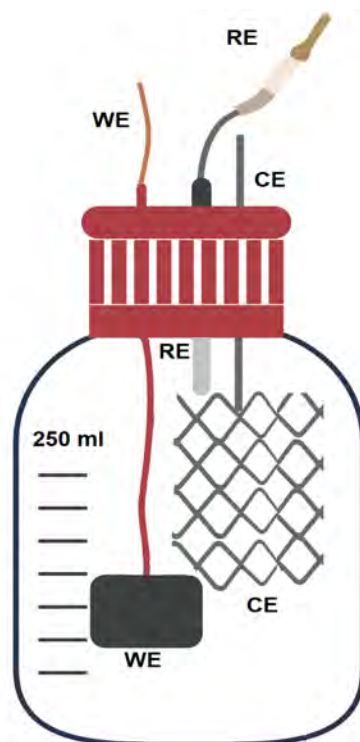


Figura 10. Celda electroquímica. WE: electrodo de trabajo o ánodo; CE: contra electrodo o cátodo; y RE: electrodo de referencia.

2.3. Inoculación e inicio de los ensayos electroquímicos.

La inoculación en cada celda electroquímica se realizó añadiendo 8 mL de la biomasa obtenida a 240 mL de medio de co-cultivo contenido en el dispositivo electroquímico, esto manteniendo condiciones estériles y minutos antes de poner en marcha el experimento.

Las celdas electroquímicas con el co-cultivo permanecieron en un área del laboratorio en la que la temperatura fluctuaba entre 27 °C - 30 °C, y en agitación constante, mientras se realizaron los ensayos electroquímicos. Para efectuar la cronoamperometría y la voltametría cíclica se emplearon 2 potenciostatos analógicos Nanoelectra con el programa informático Keithley, 2 potenciostatos digitales

Nanoelectra y el software Potentiostat Nanoelectra NEV4, 2 ordenadores, un multímetro 2700 Keithley para adquisición de datos, un multímetro Metrix MX26 para verificar el potencial aplicado, cables eléctricos, agitadores magnéticos, y las celdas electroquímicas recientemente inoculadas con co-cultivo de *G. subterraneus* y *G. sulfurreducens*.

2.3.1. Cronoamperometría para formar el biofilm electrogénico.

Una vez realizada la inoculación en cada celda electroquímica se realizó un ensayo cronoamperométrico, aplicando un potencial de + 0.2 V al electrodo de trabajo respecto al RE, para lo que se programó el software correspondiente a cada potenciostato. El

registro de datos fue cada minuto. Debido a fallos en los equipos en las condiciones de salinidad de 0, 20 y 30 g/L NaCl, los co-cultivos se monitorizaron con esta técnica hasta el día 13 y hasta el día 11 en la condición de 10 g/L NaCl.

2.3.2. Voltametría cíclica para analizar la electroconductividad del biofilm.

La voltametría cíclica se realizó a los 13 días de la inoculación, aplicando un potencial inicial E de - 0.7 V, un E máximo de + 0.3 V, y un E mínimo de - 0.7 V, la velocidad de barrido fue de 0.001 V/s. El biofilm fue analizado con esta técnica al menos durante 3 ciclos para obtener voltamperogramas representativos.

2.4. Análisis de datos.

El análisis de los datos obtenidos en la cronoamperometría y la voltametría cíclica se realizó utilizando los programas informáticos Excel y Originlab.

La densidad de corriente j (Am^{-2}) se calculó estableciendo una relación entre la corriente registrada durante los ensayos cronoamperométrica y el área del electrodo disponible para el crecimiento del biofilm, 4 cm^2 (0.0004m^2).

La eficiencia coulombimétrica (CE) se calcula también en base a la cronoamperometría, y es la fracción o el porcentaje de electrones disponibles en el sustrato inicial que han sido

transformados en corriente eléctrica (Logan, 2007). Se calculó usando la siguiente ecuación:

$$CE = \frac{M_s \int_0^{tb} I dt}{F b_{es} V_{An} \Delta C} \text{ (Logan, 2007)}$$

Donde:

M_s : peso molecular del acetato (59.04 g/mol)

$\int_0^{tb} I dt$: Coulombs transferidos al electrodo durante el ensayo, que se obtienen al integrar la corriente en A, respecto al tiempo en (s).

F: constante de Faraday (96.500 C/mol e^-)

b_{es} : moles de electrones del acetato ($8 \text{ mole}^-/\text{mol}$)

V_{An} : volumen de la celda (0.248 L)

ΔC : Concentración de acetato inicial en el medio (0.02 mol/L). (Logan, 2007)

El potencial de la pareja redox o potencial formal (E^f), se obtiene calculando la media aritmética del potencial pico catódico (E_pA) y el potencial del pico anódico (E_pC). Estos valores se obtienen al calcular la primera derivada de los voltamperogramas que lo permiten. (Harnisch y Freguia, 2012)

2.5. Análisis del biofilm con la técnica de hibridación fluorescente in situ.

Una vez detenido experimento los electrodos de trabajo fueron sacados de las celdas para analizar los biofilms electrogénicos mediante microscopía confocal láser. Para ello se aplicó la técnica de hibridación fluorescente in situ (FISH por sus siglas en inglés), en base al protocolo descrito por Tejedor Sanz et al, 2018. La hibridación (3.5.1.) se realizó en

muestras de 1cm² de los WE en las distintas condiciones de salinidad (0, 10, 20, 30 g/L), y en dos muestras para control negativo: **a.** Muestra (1cm²) del WE de la condición experimental de 0 g/L (con presencia de biofilm), **b.** Muestra de grafito (1cm²) Mersen (sin biofilm).

Para identificar específicamente *G. sulfurreducens* se aplicó en las muestras de WE la sonda GEO (GAAGACAGGAGGCCCGAAA), Geo Helper 1(GTCCCCCCTTTTCCCGCAAGA) y Geo Helper 2 (CTAATGGTACGCGGACTCATCC).

Posteriormente se realizó su tinción con el marcador fluorescente DAPI (4', 6-diamino-2-fenilindol) para identificar todo el ADN presente en el biofilm. En el control negativo **a.** se aplicó la sonda NONE, cuya secuencia de ADN (ACT CCT ACG GGA GGC AGC) no pertenece a ninguno de los microorganismos en estudio; por ello, no se debería unir al biofilm. Para corroborar la presencia del biofilm se aplica también DAPI. Al control negativo **b.** se agrega la sonda específica para *G. sulfurreducens* y DAPI, debido a que en esta muestra no hay un contenido genético al que la sonda y marcador se puedan unir, al analizar en el microscopio confocal láser no debería emitir ninguna señal fluorescente.

Las imágenes se obtuvieron con el microscopio confocal láser (o CLSM por su abreviación en inglés) LEICA TCS SP2, con el objetivo de 20.0 x y el software LEICA Confocal. Para crear una proyección 3D se

tomó una secuencia de figuras desde la capa interna del biofilm hasta la más superficial cada 2 μ .

2.5.1. Fijación de las muestras

Se inició con un lavado de los WE sumergiendo cada uno durante pocos segundos en una solución buffer fosfato salina (o PBS según sus siglas en inglés), de concentración 1x compuesta por: 8.00 g de NaCl, 0.20 g de KCl, 1.44 g Na₂HPO₄, y 0.20 g de Na₂H₂PO₄, en 1.00 L dH₂O y se esterilizó en autoclave. Esta solución se colocó en placas Petri estériles, una para cada WE. A continuación, se realizó la fijación sumergiendo las muestras durante 2 horas en placas Petri con una solución de paraformaldehído (PFA por sus siglas en inglés) al 4 %, a temperatura ambiente; para ello 100 mL de esta solución fueron preparados disolviendo 4 g de paraformaldehído en 66 mL de ddH₂O, a lo que se añadió 2 – 3 gotas de NaOH, 30 mL de 3x PBS, y HCl para ajustar el pH, y se esterilizó a través de un filtro de 0,2 μ . Posteriormente se realizó tres lavados secuenciales, sumergiendo durante 5 minutos cada WE en solución 1x PBS. Se colocaron las muestras en tubos Falcon con etanol de grado biológico al 100% y 1x PBS en una relación de 1:1 (volumen/volumen), y se almacenaron a -20°C.

2.5.2. Hibridación.

Los WE fueron deshidratadas al sumergirlas secuencialmente en placas Petri con soluciones de etanol al 50%, 80% y 100%, durante 5 min

en cada solución. Se secaron a temperatura ambiente durante 1 hora. La hibridación se realiza en muestras de 1cm^2 de los WE en las distintas condiciones de salinidad, y en dos muestras para control negativo: **a)** muestra (1cm^2) del WE de la condición experimental de 0 g/L (con presencia de biofilm), **b)** muestra de grafito (1cm^2) Mersen (sin biofilm). Se hibrida con 50 ng/ μL de cada sonda en un buffer de hibridación compuesto por 9 mL NaCl 5M, 1 mL Tris/HCl 1 M, 25 mL EDTA 0.5 M, 0.05 mL dodecil sulfato de sodio al 10%, 25mL ddH₂O y 15 mL formamida (30%) para obtener un volumen de 50 mL. Cada muestra se colocó en tubos Eppendorf de 5ml con 2 mL de buffer y 0.25mL de sonda (50 ng/ μL de concentración). Los tubos Eppendorf con las muestras fueron recubiertos con papel aluminio para que la solución con la muestra hibridada no tuviera contacto con la luz y fueron colocados en un baño de agua a 46°C durante 3 h.

El buffer de hibridación se eliminó añadiendo buffer de lavado precalentado a 48°C, este buffer contenía: 1.02 mL NaCl 5M, 1 mL Tris/HCl 1 M, 0.5 mL EDTA 0.5 M, 0.05 mL dodecil sulfato de sodio al 10%, 47.43 mL ddH₂O para conseguir un volumen de 50 mL. Se incubó las muestras durante 20 min con dicho buffer y después se realizó 3 lavados secuenciales con ddH₂O 3 para eliminar los restos de buffer.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Ensayo cronoamperométrico para el crecimiento del biofilm electrogénico.

El crecimiento de un biofilm electrogénico mediante cronoamperometría y bajo condiciones controladas en las que se aplican tanto un potencial como temperaturas constantes debería dar como resultado una curva similar a la que se describe en microbiología convencional con las fases: de latencia o adaptación, fase exponencial, fase estacionaria y fase de muerte. En este caso no fue posible observar todas las fases debido a que la temperatura en el cuarto mesofílico donde se llevó a cabo la experimentación no se mantenía constante; además los potenciostatos utilizados en ocasiones se detenían inesperadamente, por lo que el experimento se realizó hasta el día 13 después de la inoculación.

La Figura 11 representa la corriente generada durante el crecimiento de un biofilm sobre el electrodo de trabajo respecto al tiempo, al aplicar un ensayo cronoamperométrico en todas las condiciones experimentales de salinidad. La condición de 0 g/L desde el momento de inoculación el co-cultivo permanece en fase de adaptación similar a la que se observa en microbiología clásica hasta el día 3. A partir de ese día se observa un incremento exponencial de corriente, hasta el día 6 al 7 donde se mantiene constante; desde el día 7 al día 13 la producción de corriente aumenta exponencialmente.

La condición experimental de 10 g/L muestra un incremento exponencial de la corriente desde el día 5 hasta el día final del experimento (día 11). En la condición de 20 g/L hasta el día 13 no se observa un aumento en la producción de corriente. Para la condición experimental de 30 g/L la generación de corriente, análoga a la del crecimiento logarítmico microbiano; inicia desde el día 4, se mantiene constante al final del día 5 y durante los días 6 al 7, a partir del día 7 día aumenta exponencialmente hasta el final del ensayo.

Las fluctuaciones de corriente en las condiciones experimentales de salinidad de 0, 10, 30 g/L que se observan la Figura 11 podrían deberse a variaciones en la temperatura del lugar en el que se realizó el experimento, ya que durante las horas laborales la apertura de la puerta de esa habitación permitía el ingreso de corrientes de aire a temperatura exterior.

El desempeño electrogénico de los co-cultivos de en cada condición experimental de salinidad durante los ensayos electroquímicos se reportan en la Tabla 4.

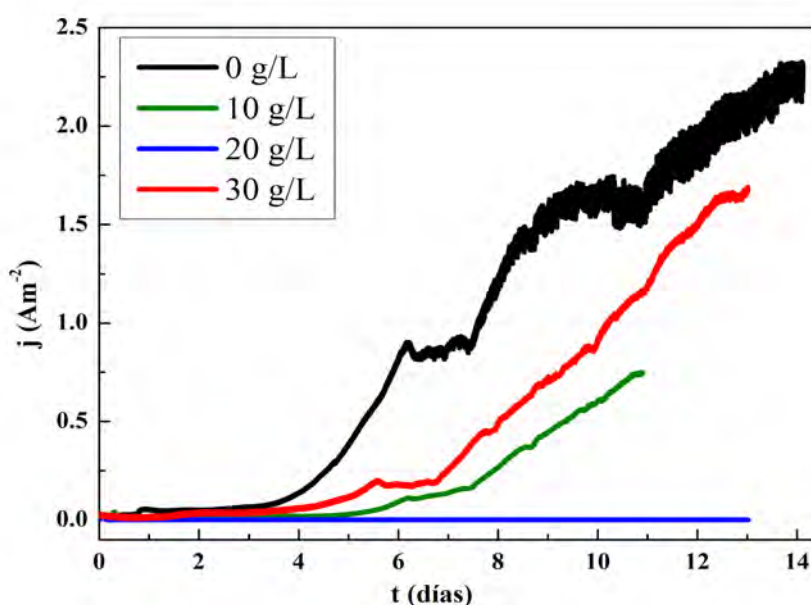


Figura 11. Cronoamperometría de los co-cultivos de *G. subterraneus* - *G. sulfurreducens*, a distintas concentraciones salinas.

Tabla 4. Desempeño electrogénico de los co-cultivos de *Geoalkalibacter subterraneus* y *Geobacter sulfurreducens* durante ensayos de cronoamperometría y voltamperometría cíclica.

Salinidad (g/L NaCl)	$j_{\text{máx}}$ (Am ⁻²)	t (días)	t_{lag} (días)	EC (%)	E^f (V)
0.00	2.32 Am ⁻²	13.00	3	0.25	-0.44
10.00	0.75 Am ⁻²	11.00	5	0.03	-0.39

20.00	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A
30.00	1.69 Am ⁻²	13.00	4	0.06	NA.

Notas: N.A.: No Aplica; $j_{\text{máx}}$: densidad de corriente máxima registrada durante cronoamperometría, t: tiempo, t_{lag} : tiempo en fase de adaptación, EC: eficiencia Coulombica; E^f : potencial formal.

En 2013 Carmona Martínez, Pierra, Trably, y Bernet reportan que *G. subterraneus* fue capaz de generar una $j_{\text{máx}}$ de 5.7 Am⁻², y para *G. sulfurreducens* la $j_{\text{máx}}$ alcanzada fue de 11.60 Am⁻². Por lo que al tener mayor control de los equipos usados en el ensayo cronoamperométrico y continuar con el mismo, los valores obtenidos en las distintas condiciones experimentales de salinidad de la presente investigación podrían haber sido mayores. Carmona Martínez, Pierra, Trably, & Bernet realizan ensayos cronoamperométricos en cultivos semicontinuos puros de cada microorganismo. Los medios de cultivo son los más adecuados para su desarrollo, aunque en el caso de *G. subterraneus* la concentración de acetato es de 10mM el medio es reemplazado una vez consumido el sustrato. La salinidad del medio en la que *G. subterraneus* alcanza esa $j_{\text{máx}}$ es de 35 g/L. La temperatura a la que se incuban los cultivo es de 37 °C, quizá al estar dentro del rango óptimo permita una mayor electroactividad microbiana.

Los resultados del cálculo de la eficiencia Coulombimétrica que se detallan en la Tabla 6 muestran que solo una parte de los electrones disponibles en el sustrato han sido recuperados como corriente eléctrica. Por lo que parte del porcentaje restante podría haber sido aprovechado para el incremento en la biomasa de los microorganismos. De continuar con el

experimento otro parte habría sido usada para obtener una mayor densidad de corriente. Esto se lograría con un mejor funcionamiento de los potenciostatos, y un control de la temperatura en la habitación, que permitiera mayor actividad de los microorganismos.

3.2. Análisis del mecanismo de transferencia de electrones mediante voltamperometría cíclica.

Los voltamperogramas cíclicos obtenidos en las distintas condiciones experimentales de salinidad se muestran en la Figura 12, así como un voltamperograma inicial de control del medio de co-cultivo sin inóculo. Al comparar este último con los de las condiciones experimentales de 0 y 10 g/L NaCl los datos de la corriente son generados por biofilms desarrollados sobre los electrodos. En la condición de 20 g/L al realizar un cotejo de la voltametría en relación con el CV de control no se observa un cambio significativo, debido a que no existió un desarrollo de biofilm sobre el WE. Respecto a la condición experimental de 30 g/L al representar los datos de la CV se puede ver que son muy próximos a la forma del CV de control, en este caso se puede deber a un fallo operativo personal durante el registro de datos. Se debería haber obtenido una forma sigmoidal similar a los de las condiciones de 0 y 10 g/L, ya que en los resultados del ensayo

cronoamperométrico observa una generación de corriente exponencial y por lo tanto el

crecimiento de un biofilm sobre el electrodo de trabajo.

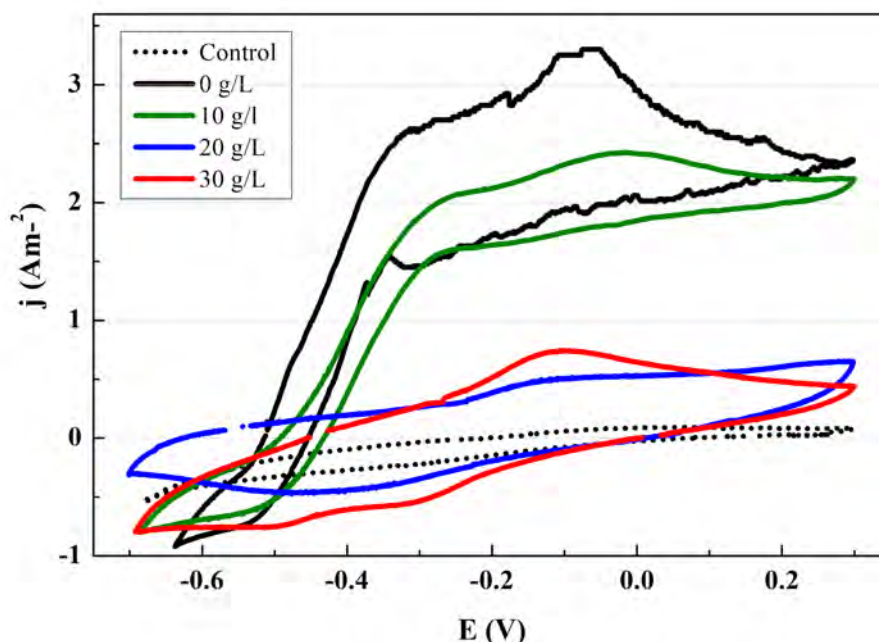


Figura 12. Voltamperograma cíclico de co-cultivos *G. subterraneus* - *G. sulfurreducens* de las condiciones experimentales de salinidad (líneas continuas) y voltamperograma inicial de control sin inóculo (línea de puntos).

Los potenciales formales calculados para las condiciones experimental de 0 g/L y 10 g/L se muestran en la Tabla 4 y un ejemplo representativo de su cálculo en la Figura 13. Carmona Martínez, Pierra, Trably, y Bernet (2013) obtienen en un cultivo puro de *G. subterraneus* valores de potenciales formales entre - 0.36 a - 0.44 V con lo que determinan que comparados con los resultados obtenidos

en un cultivo de *G. subterraneus* y en otras investigaciones la transferencia de electrones por parte del microorganismo es directa. Al comparar estos valores con los resultados obtenidos en esta investigación se observa que son próximos entre sí por lo que el biofilm de los co-cultivos de 0 y 10 g/L utilizan un mecanismo Transferencia Directa de Electrones.

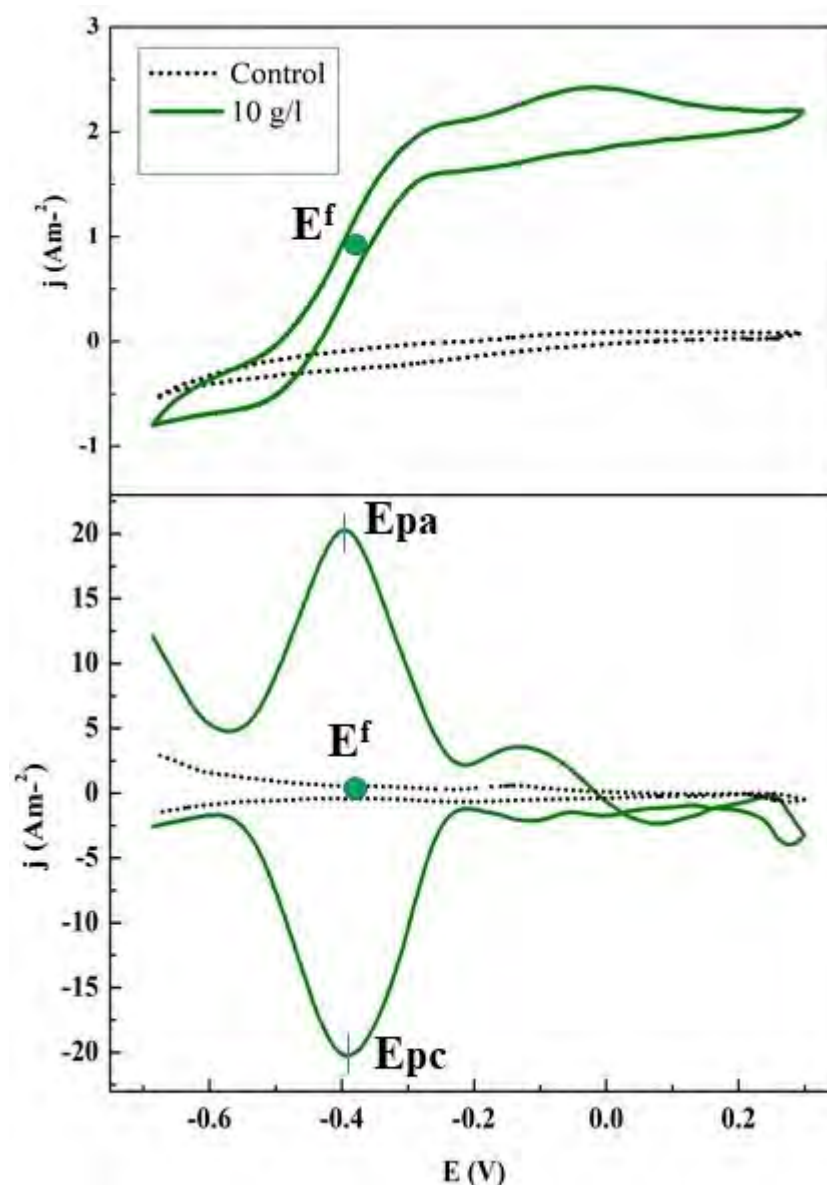


Figura 13. Cálculo del Potencial Formal (E^f), condición experimental de 10 g/L. La figura es representativa para la obtención del E^f , en la condición de 0 g/L se obtuvo resultados muy cercanos. Los resultados obtenidos se reportan en la tabla 4.

3.3. Análisis del biofilm sobre la superficie del electrodo mediante microscopía confocal y FISH

La técnica FISH aplicada a las muestras de WE y su observación con el microscopio

confocal láser permitieron obtener las imágenes que se muestran en la Figura 14. La Tabla 5 permite comprender de mejor manera lo que se observa en las Figuras 14, 15 y 16.

Tabla 5. Sondas y marcador utilizadas en FISH, códigos de identificación.

Marcador, Sonda, señal negativa	Permite identificar	Fluorocromo	Código de Identificación
GEO Geo Helper1 Geo Helper2	Geobacter sulfurreducens	ATTO550	GEO
DAPI	Todo el ADN 4', 6-diamino-2-fenilindol presente		DAPI
NONE	No específica para los microorganismos en estudio. (control negativo a)	Fluoresceína	NONE
Señal negativa.	Ausencia de biofilm (control negativo b)	N.A.	N.A.

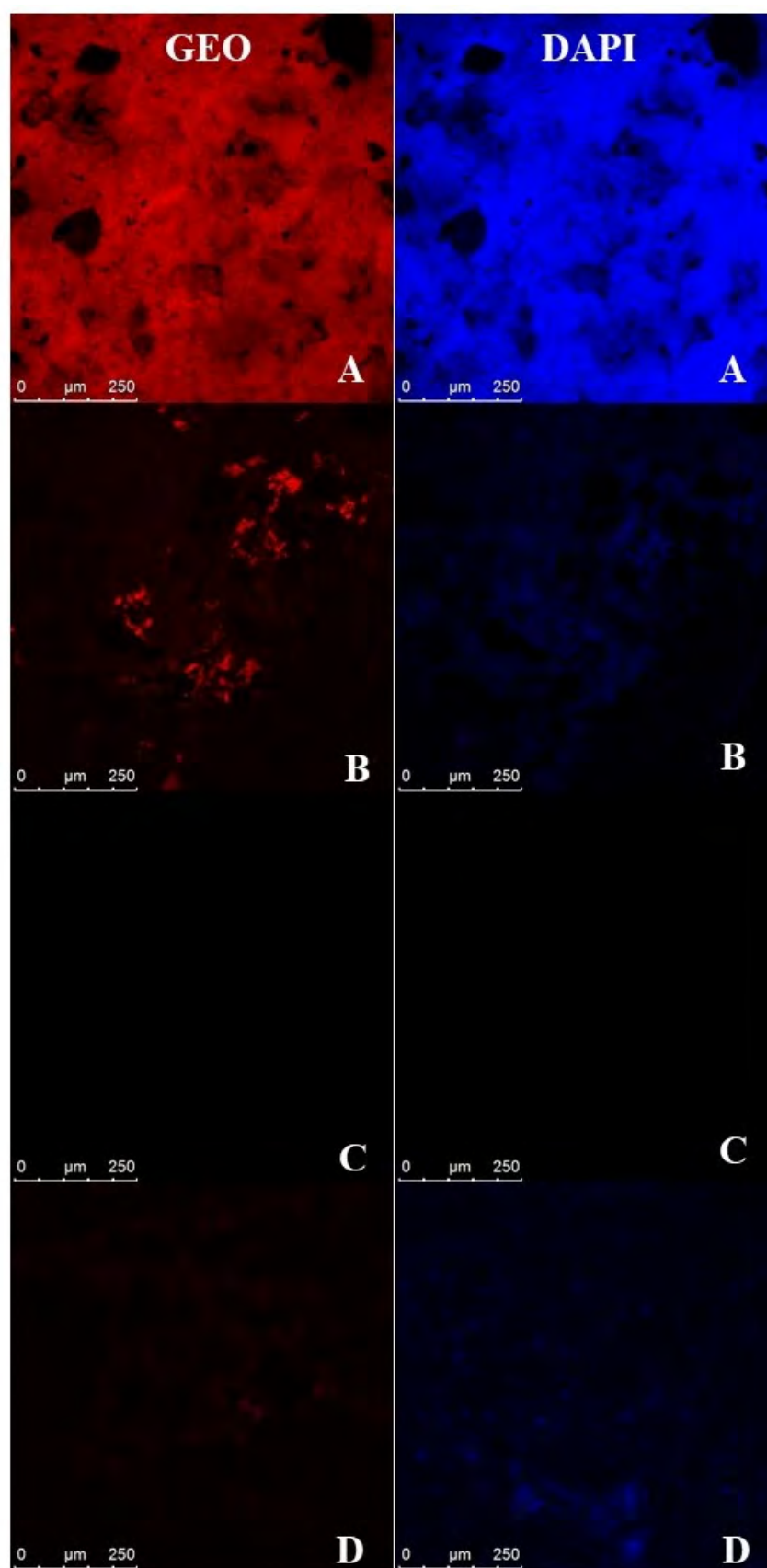


Figura 14. Imágenes obtenidas con microscopía confocal láser y la técnica FISH. Salinidad con respecto a la cantidad (en g/L) de NaCl agregada: 0 (A), 10 (B), 20 (C), 30 (D) g/L.

En la Figura 14. GEO A se observa que la sonda específica para *Geobacter sulfurreducens* se ha adherido al biofilm presente en la muestra del WE de la condición experimental de 0 g/L. Confirmando así que *G. sulfurreducens* constituye en gran parte el biofilm.

La Figura 14. DAPI A muestra el ADN del biofilm presente teñido por DAPI en el WE de la condición 0 g/L. Al realizar una comparación de esta figura y la 14 GEO A, se puede notar que en términos de proporción el biofilm al que se ha unido la sonda GEO se corresponde con el ADN presente teñido con DAPI.

Se puede decir entonces; que la mayoría del biofilm presente en el WE de la condición experimental de 0 g/L estaría formado por *Geobacter sulfurreducens*. Como se planteó en la Figura 4 en estas condiciones de salinidad estándar el microorganismo que predomina en la formación del biofilm electrogénico es *G. sulfurreducens*. Esto debido a que el ambiente provisto en el medio de cultivo es más favorable para el desarrollo de *G. sulfurreducens* que para *G. subterraneus* que es un organismo halófilo.

Bajo las condiciones de salinidad de 10 g/L la Figura 14. GEO B evidencia que *G. sulfurreducens* ha formado un biofilm sobre el electrodo. En la Figura 14. DAPI B el ADN del biofilm sobre el electrodo de la condición de 10 g/L teñido con DAPI, permite distinguir además de *G. sulfurreducens* otro microorganismo, siendo en este caso *G.*

subterraneus cubre otra parte del electrodo. Las condiciones salinas han permitido el desarrollo de un biofilm electrogénico de ambos microorganismos en proporciones similares.

Para la muestra del WE de la condición experimental de 20 g/L como se ve en la Figura 14. GEO C luego de agregar la sonda GEO no se observa la presencia de *G. sulfurreducens* sobre el electrodo. Según se observa en la Figura 14. DAPI C al añadir el marcador no se emite ninguna señal fluorescente, por lo que no habría presencia de un biofilm. Según la bibliografía *G. subterraneus* crece óptimamente en estas condiciones de salinidad, sin embargo, según el análisis realizado con la técnica FISH y microscopía confocal láser no se ha desarrollado un biofilm sobre el WE. Las fallas operativas presentadas en los potenciostatos no permitieron mantener condiciones estables durante el ensayo en esta condición experimental, lo que esto no favoreció el desarrollo del biofilm electrogénico.

El ADN correspondiente al biofilm sobre el electrodo de la condición experimental de salinidad 30 g/L se observa en la Figura 14. DAPI D, en la Figura 14. GEO D se puede ver la presencia de *G. sulfurreducens* sobre el WE. Al comparar entre las dos imágenes y siendo las condiciones muy favorables para el crecimiento de *G. subterraneus* el biofilm está formado casi en su totalidad por este microorganismo. Lo que ocurre es muy similar a lo que se expone en la Figura 4, en las

condiciones de salinidad de 30 g/L *G. subterraneus* tiene una gran capacidad de desarrollar un biofilm electrogénico, cuando las condiciones no son óptimas para *G. subterraneus*.

3.3.1 Aparente estratificación del co-cultivo.

En la Figura 15 se observan imágenes 3D del biofilm sobre la muestra del WE correspondiente a la condición experimental de 0 g/L. La cantidad de biofilm presente permitió

obtener la secuencia de imágenes para la proyección en 3D, lo que no fue posible para las demás condiciones. En este caso la imagen ha sido tomada después de añadir la sonda GEO y el marcador DAPI. Observamos que, aunque una gran parte de la biofilm pertenece a *Geobacter sulfurreducens*, existe una fina capa en la superficie que corresponde a *Geoalkalibacter subterraneus*. Esta afirmación es posible debido a las estrictas condiciones de esterilidad que se mantuvieron a lo largo de la experimentación.

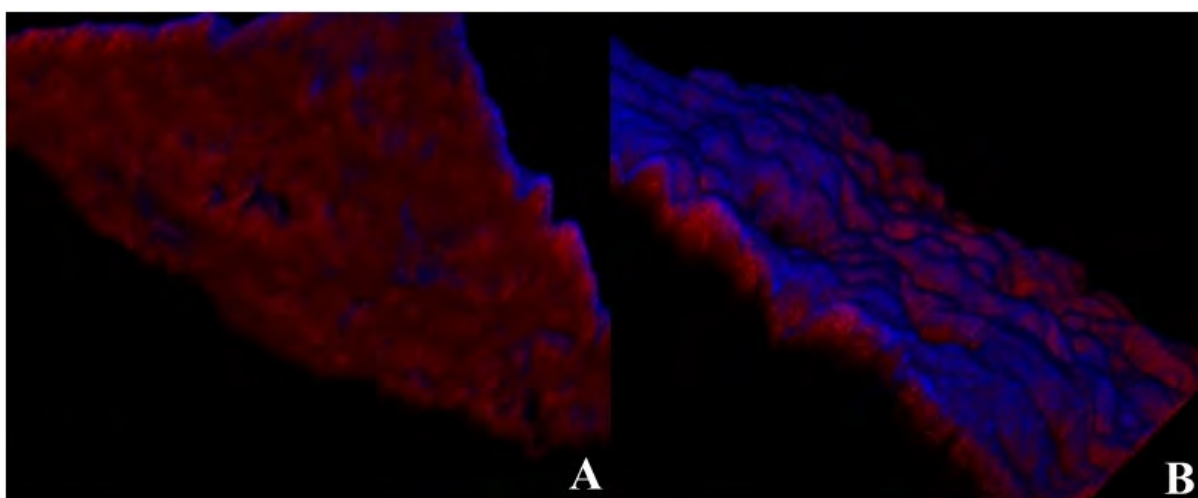


Figura 15. Proyección 3 D del biofilm WE 0 g/L parte inferior (A) y superior (B).

3.3.2 Controles experimentales negativos para corroborar la correcta utilización de la microscopía confocal y FISH.

En el control negativo **a.** (WE a 0 g/L), Figura 16. NONE a se observa que al añadir la sonda NONE no se emite ninguna señal fluorescente por lo que esta no se adhirió al biofilm formado sobre el WE, aunque como se puede ver en la Figura 15. DAPI **a** el biofilm está presente en el WE. Esto confirma lo esperado ya que la secuencia de ADN de la sonda C no

pertenece al ADN de la comunidad microbiana del co-cultivo; esto nos permite comprobar que la sonda que identifica a *G. sulfurreducens* se adhiere al biofilm solamente cuando este microorganismo está presente.

En el caso del control negativo **b.** al añadir la sonda GEO (Fig. 16. GEO b) y luego el marcador DAPI (Fig. 16. DAPI b) se corrobora la ausencia de biofilm. La sonda A y el marcador B emiten la luz fluorescente con su color característico únicamente cuando existe

biofilm de *G. sulfurreducens* y ADN de biofilm de otro microorganismo sobre los

electrodos, respectivamente.

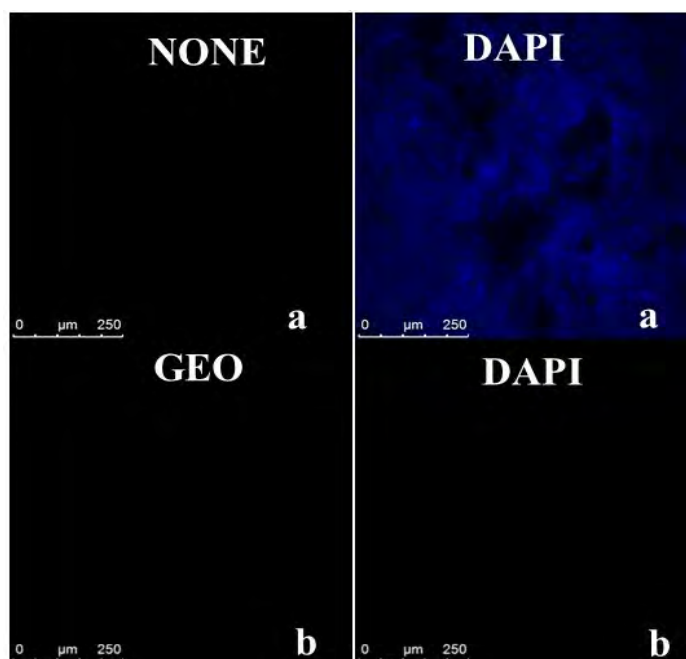


Figura 16. Controles experimentales negativos: a con sonda NONE y DAPI, b con sonda GEO y DAPI.

4. CONCLUSIONES

- Se consiguió un crecimiento de biofilms electrogénicos en las condiciones experimentales de 0, 10 y 30 g/L NaCl.
- Las densidades máximas de corriente obtenidas son: 2.32 Am-2 en la condición experimental de 0 g/L NaCl, 1.69 Am-2 en la condición de salinidad 30 g/L NaCl y 0.75 Am-2 en la condición de 10 g/L.
- Según la voltametría cíclica el mecanismo de transferencia de electrones fue directo; esto se debe a que los potenciales formales obtenidos son muy cercanos a los reportados en la bibliografía.
- El análisis microscópico permitió observar los biofilms presentes en las

condiciones de 0, 10, 30 g/L NaCl. Y determinar la ausencia de biofilm en la condición de 20 g/L.

- De acuerdo con el análisis electroquímico y microscópico fue posible obtener el crecimiento de biofilms electrogénicos compuestos por *G. subterraneus* y *G. sulfurreducens*. Estos fueron capaces de generar las densidades de corriente tanto en condiciones de salinidad estándar (0 g/L NaCl) como en condiciones de salinidad (10 y 30 g/L NaCl), por lo que un co-cultivo de estos microorganismos pueden usarse para la depuración de aguas residuales y la desalinización microbiológica en las que se generan esas condiciones.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Bard, A. J., Inzelt, G., y Scholz, F. (2008). *Electrochemical Dictionary*. Berlin. Heidelberg: Springer. doi:10.1007/978-3-340-74598-3
- Borjas, Z., Esteve-Núñez, A., y Ortiz, J. M. (s.f.). *Strategies for Mergin Microbial fuel cell technologies in water desalination processes: Start-up protocol an desalination efficiency assessment*.
- Caccavo, F. J., Debra, J. L., Lovley, D. R., Davis, M., Stolz, J. F., & McInerney, M. J. (1994). *Geobacter sulfurreducens* sp. nov., a Hydrogen- and Acetate-Oxidizing Dissimilatory Metal - Reducing Microorganism. *Applied and Environmental Microbiology*, 3752 - 3759.
- Cao, X., Huang, X., Liang, P., Xiao, K., Zhout, Y., Zhang, X., & Logan, B. E. (2009). *A New Method for Water Desalination Using Microbial Desalination Cells*. *Environ. Sci. Technol.*, 7148 - 7152. doi:10.1021/es901950j
- Carmona Martínez , A. A., Pierra, M., Trably, E., & Bernet, N. (2013). *High current density via direct electron transfer by the halophilic anode respiring bacterium Geoalkalibacter*. *Physical Chemistry Chemical Physics*, 19699.
- Carmona Martínez, A. A., Lacroix, R., Trably, E., Da Silva, S., & Bernet, N. (2018). *On the actual anode that contributes to the current density produced by electroactive biofilms*. *Electrochimica Acta*, 395 - 401.
- European Comission. Horizon 2020. Proyecto N° 685793 (2015). *Memoria Técnica del Proyecto MIDES Microbial Desalination for Low Energy Drinking Water*. Madrid.
- Gimkiewicz, C., & Harnisch, F. (2013). *Waste Water Derived Electroactive Microbial Biofilms: Growth, Maintenance, and Basic Characterization*. *Journal of Visualized Experiments*, Exp. (82). doi:10.3791/50800
- Greene, A. C., Bharat K., C. P., & Shahrakbah, Y. (2009). *Geoalkalibacter subterraneus* sp. nov., an anaerobic Fe (III) - and Mn (IV) - reducing bacterium from a petroleum reservoir, and emended descriptions of the family Desulfuromonadaceae and the genus Geoalkalibacter. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 781 - 785.
- Harnisch, F., & Freguia, S. (2012). *A Basic Tutorial on Cyclic Voltammetry for the investigation of Electroactive Microbial Biofilms*. *Chemistry – An Asian Journal*, Volume 7, Issue 3.
- Harnisch, F., & Rabaey, K. (2012). *The Diversity of Techniques to Study Electrochemically*. *ChemSusChem*, 1027 -1038. doi:10.1002/cssc.201100817

- Koch, C., & Falk, H. (2016). *Is there a Specific Ecological Niche for Electroactive Microorganisms?* CHEMELECTROCHEM, 1282 - 1295.
- Logan, B. E. (2007). *Microbial Fuel Cells*. Hoboken, New Jersey.: Wiley Interscience.
- Madigan, M. T., Martinko, J. M., Bender, K. S., Buckley, D. H., & Stahl, D. A. (20015). *BROCK. Biología de los Microorganismos* (14.a ed.). Madrid: PEARSON EDUCACIÓN, S.A. Recuperado el 11 de mayo de 2018
- Patil, S. A., Hägerhäll, C., & Gorton, L. (2014). *Electron transfer mechanisms between microorganisms and electrodes in bioelectrochemical systems*. Bioanalytical Reviews, 4 (2) 159 -192. doi:10.1007/s12566-012-0033-x
- Patil, S. A., Harnisch, F., Koch, C., Hübschmann, T., Fetzner, I., Carmona
- Martínez, A. A., . . . Schröder, U. (2011). *Electroactive mixed culture derived biofilms in microbial bioelectrochemical systems: The role of pH on biofilm formation, performance and composition*. Bioresource Thechology, 9683-9690.
- Rabaey , K., & Rozendal, R. A. (2010). *Microbial electrosynthesis - revisiting the electrical route for microbial production*. Nature Reviews Microbiology, 8 (10): 706 - 16. doi:10.1038/nrmicro2422
- Tejedor Sanz, S., Fernández Labrador, P., Hart, S., Torres, C., & Esteve Núñez, A. (2018). *Geobacter Dominates the Inner Layers of a Stratified Biofilm on a Fluidized Anode During Brewery Wastewater*. Front. Microbiol., 9:378. doi:10.3389/fmicb.2018.00378

6. ANEXOS

ANEXO 1. Recetas de las soluciones usadas en los medios para *Geoalkalibacter subterraneus* y *Geobacter sulfurreducens*

Medio *Geoalkalibacter subterraneus*

Solución de elementos traza SL – 10 (DSMZ 320)

Compuesto	Cantidad
HCl (25%; 7.7 M)	10.00 ml

FeCl ₂ x 4 H ₂ O	1.50 g
--	--------

ZnCl ₂	70.00 mg
-------------------	----------

MnCl ₂ x 4 H ₂ O	100.00 mg
--	-----------

H ₃ BO ₃	6.00 mg
--------------------------------	---------

CoCl ₂ x 6 H ₂ O	190.00 mg
--	-----------

CuCl ₂ x 2 H ₂ O	2.00 mg
--	---------

NiCl ₂ x 6 H ₂ O	24.00 mg
--	----------

Na ₂ MoO ₄ x 2 H ₂ O	36.00 mg
---	----------

Agua Destilada	990.00 ml
----------------	-----------

Disolver el FeCl₂ en el HCl, luego diluir en agua, añadir y disolver las otras sales.

Finalmente aforar a 1000 ml.

Solución de Selenito Tungstato (DSMZ 385)

Compuesto	Cantidad
NaOH	0.50 g
Na ₂ SeO ₃ x 5 H ₂ O	3.00 mg
Na ₂ WO ₄ x 2 H ₂ O	4.00 mg
Agua destilada	1000.00 ml

Medio *Geobacter sulfurreducens*

Solución de elementos traza (DSMZ 141)

Compuesto	Cantidad
Acido Nitriloacético	1.50 g
MgSO ₄ x 7 H ₂ O	3.00 g
MnSO ₄ x H ₂ O	0.50 g
NaCl	1.00 g
FeSO ₄ x 7H ₂ O	0.10 g
CoSO ₄ x 7H ₂ O	0.18 g
CaCl ₂ x 2H ₂ O	0.10 g
ZnSO ₄ x 7H ₂ O	0.18 g
CuSO ₄ x 5H ₂ O	0.01 g
KAl(SO ₄) ₂ x 12 H ₂ O	

0.02 g

H₃BO₃

0.01 g

NiCl₂ x
6H₂O

0.03 g

Na₂SeO₃ x
5H₂O

0.30 mg

Na₂WO₄ X
2H₂O

0.40 mg

Agua 1000.00 ml
destilada

Disolver el ácido nitriloacético y ajustar el pH a 6.50 con KOH, luego añadir los minerales. Realizar un ajuste final del ph a 7.00 con KOH.

Solución de Vitaminas (Medio 141)

Compuest o	Cantidad
Biotin	2.00 mg

Folic acid 2.00 mg

Pyridoxine-
HCl 10.00 mg

Thiamine-
HCl x 2
H₂O 5.00 mg

Riboflavin
5.00 mg

Nicotinic
acid 5.00 mg

D-Ca-
pantothenat
e 5.00 mg

Vitamin
B12 0.10 mg

p-
Aminobenz
oic acid 5.00 mg

Lipoic acid 5.00 mg

Agua destilada	1000.00 ml
-------------------	------------

**UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS**



**MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

**Valoración económica de los servicios del ecosistema del
monte protector del embalse de Alcorlo (Guadalajara).**

**AUTOR:
Daniel Eduardo Sousa El Souki**

**DIRECTOR:
Alberto del Villar García (Universidad de Alcalá)**

Alcalá de Henares, 21 de mayo de 2018

ÍNDICE

RESUMEN.....	261
1. INTRODUCCIÓN.....	261
1.1. Objetivos.....	264
2. METODOLOGÍA.....	265
2.1. Metodología general:	
Fundamentos	265
2.2. Propuesta metodológica.....	270
2.2.1. Caracterización proyecto	271
2.2.2. Caracterización ecosistema.....	277
2.2.3. Identificación de servicios ecosistémicos	280
2.2.4. Evaluación de los servicios ecosistémicos	283
3. RESULTADOS	285
3.1. Regulación de la erosión del suelo	285
3.2. Secuestro de carbono	287
3.3. Purificación de agua	289
3.4. Provisión de agua.....	290
3.5. Servicios recreativos.....	291
3.6. Valor económico total.....	292
3.7. Análisis coste-beneficio.....	293
4. DISCUSIÓN	293
5. CONCLUSIONES	295
6. BIBLIOGRAFÍA	296
7. ANEXOS	301

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Relación entre biodiversidad, ecosistemas y servicios ecosistémicos.....	263
Tabla 2. Las categorías de los servicios ecosistémicos.....	264
Tabla 3. Resumen con los principales datos generales e hidrológicos del embalse de Alcorlo	273
Tabla 4. Número de plantas y superficie por cada especie proyectada en la replantación forestal del embalse de Alcorlo	274
Tabla 5. Superficies de plantación del proyecto de repoblación del embalse de Alcorlo	275
Tabla 6. Matriz de incidencia de la replantación forestal en el monte Alcorlo	280
Tabla 7. Valor Económico total de los bienes y servicios de los bosques	281
Tabla 8. Servicios ecosistémicos identificados en la repoblación forestal en el monte Alcorlo	282
Tabla 9. Indicadores, métodos de estimación y valoración de los servicios ecosistémicos identificados prioritarios.....	285
Tabla 10. Vulnerabilidad de la zona de actuación	286
Tabla 11. Tasas de erosión ponderadas por superficie de la zona de actuación	287
Tabla 12. Absorción acumulada en toneladas de CO ₂ por especie a los 25 años..	288
Tabla 13. Población de los municipios de la zona de influencia del embalse	290
Tabla 14. Valoración económica de la provisión de agua.....	291

Tabla 15. Análisis de sensibilidad con la relación entre el número de visitantes y su valoración económica	292
Tabla 16. Valoración del Valor Económico Total de los servicios ecosistémicos	292
Tabla 17. Tabla de erodibilidad de las litofacies, tabla factor K según tipo de suelo .	302
Tabla 18. Valores del factor K de los suelos de la zona de actuación	302
Tabla 19. Valores asignados del factor LS para los rangos de pendiente	302
Tabla 20. Factor C según usos del suelo	303

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Relación entre los servicios del ecosistema y el bienestar del ser humano	262
Figura 2. Las cinco fases de la VCE.....	265
Figura 3. Jerarquía de la valoración de los servicios ecosistémicos.....	267
Figura 4. Marco de la cascada de los servicios del ecosistema, desde las estructuras y procesos del ecosistema hasta el bienestar humano	267
Figura 5. Marco conceptual para la evaluación económica de las políticas que incorporan los flujos de los servicios ecosistémicos	269
Figura 6. Marco integrado del valor de los ecosistemas en la toma de decisiones	270
Figura 7. Esquema de la metodología propuesta.....	271
Figura 8. Sistemas de explotación de la cuenca del Tajo	272
Figura 9. Imagen de la zona de actuación alrededor del embalse de Alcorlo	273
Figura 10. Mapa con la restauración hidrológica-forestal del embalse de Alcorlo..	276
Figura 11. Mapa geológico de la zona de actuación.....	278
Figura 12. Mapa forestal de la zona de actuación.....	278
Figura 13. Evolución de los precios de CO2 por toneladas desde el 2008 hasta 2018.....	289

TABLA DE ABREVIATURAS

CAE: Coste Anual Equivalente

CHT: Confederación Hidrológica del Tajo

CICES: *Common International Classification of Ecosystem Services*

CREA: Catálogo Regional de Especies Amenazadas

DIA: Declaración de Impacto Ambiental.

Eftec: *Economics for the Environment Consultancy*

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación

FCC: Fracción de cabida cubierta

ICONA: Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza

INE: Instituto Nacional de Estadística

LIC: Lugar de Importancia Comunitaria

MA: *Millennium Ecosystem Assessment*

MAPAMA: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente

MTN: Mapa Topográfico Nacional

SEPREM: Sociedad Española de Presas y Embalses

SIG: Sistemas de Información Geográfica

SNCZI-IPE: Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables – Inventario de Presas y Embalses

TEEB: *The Economy of Ecosystems and Biodiversity*

VAN: Valor Actual Neto

VCE: Valoración Corporativa de los Ecosistemas

VET: Valor Económico Total

WBCSD: *World Business Council for Sustainable Development*

ZEPA: Zona de Especial Protección para las Aves

RESUMEN

Los ecosistemas no son solo importantes por la diversidad y abundancia de las especies presentes en ellos, sino también por la capacidad de los ecosistemas de proporcionar servicios al ser humano, que se relacionan con la biodiversidad. El flujo de servicios que proveen los ecosistemas a las personas son los denominados servicios ecosistémicos. Los servicios ecosistémicos, generalmente, se dividen en cuatro categorías: servicios de aprovisionamiento, regulación, culturales y de apoyo o base, que sustentan los demás servicios.

Los servicios ecosistémicos tienen un importante valor económico, aunque este valor generalmente no es reconocido por los mercados porque son considerados bienes públicos. La valoración de los servicios ecosistémicos es una herramienta que permite evaluar y cuantificar el valor económico de estos servicios y considerarlos en la toma de decisiones. Se utiliza tanto en el ámbito público, como el proceso de mapeo y evaluación de los servicios ecosistémicos a nivel europeo; como en el ámbito privado, como la valoración corporativa de ecosistemas. En este último, se centra el trabajo presentado, en el que se analiza los beneficios de la mejora del flujo de servicios ecosistémicos a causa del proyecto de restauración hidrológico-forestal del monte protector del embalse de Alcorlo, Guadalajara.

Se realiza una propuesta metodológica, en base a la jerarquía de los enfoques de valoración de los servicios ecosistémicos y la cascada de servicios del ecosistema, en la que se establece un indicador para cada servicio identificado como prioritario asociado al proyecto de repoblación forestal y se valora en términos monetarios.

La metodología planteada se compone de cuatro fases diferenciadas. En primer lugar, se caracteriza el proyecto y embalse citado y, a continuación, se evalúa el ecosistema e impacto del ecosistema en el que se desarrolla el proyecto. La tercera fase corresponde con la identificación de servicios ecosistémicos asociados al proyecto y su valoración cualitativa para determinar los servicios prioritarios. Finalmente, se valoran los servicios ecosistémicos prioritarios y se calcula el valor económico total del ecosistema.

1. INTRODUCCIÓN

En el último siglo, la humanidad experimentó un gran crecimiento económico. Sin embargo, gran parte de este crecimiento económico ha sido asociado a un declive en la variedad y extensión de la biodiversidad. La biodiversidad y los ecosistemas no son solo importantes por su mera existencia, sino también porque proveen bienes y servicios vitales de los que depende la sociedad. Por lo tanto, la pérdida de biodiversidad abarca mucho más que la pérdida de especies en sí

misma, implica también la reducción de la productividad y resiliencia de ecosistemas enteros (Comisión Europea, 2010).

Como se puede observar en la Figura 1, existe una relación directa entre los servicios ecosistémicos y el ser humano. Los

ecosistemas proveen bienes y servicios, los cuales son beneficiosos para las personas; mientras que las acciones del ser humano tienen un impacto sobre los ecosistemas, ya sea directa o indirectamente (MA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005).

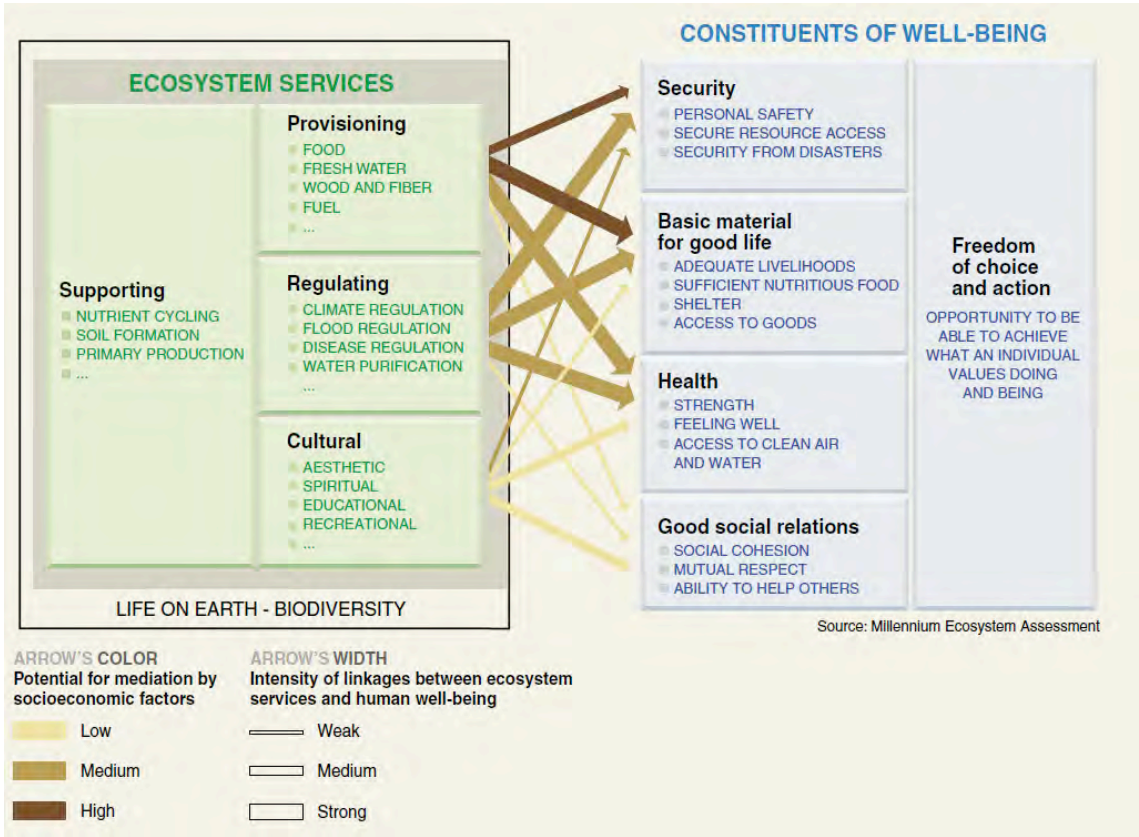


Figura 1: Relación entre los servicios del ecosistema y el bienestar del ser humano. Tomado de MA, 2005.

La Estrategia de Biodiversidad de la Unión Europea para 2010 destaca la importancia de la biodiversidad en la prestación de los servicios ecosistémicos que mejoran el bienestar humano. Se reconoce que esos servicios tienen un importante valor económico pero este valor rara vez se ve reflejado en los mercados. El segundo objetivo de la estrategia de biodiversidad requiere mantener y restaurar los ecosistemas

y sus servicios. Este objetivo se mantiene, también como el objetivo número 2, en la estrategia para 2020 y con el fin de alcanzarlo, se presentan acciones encaminadas a prevenir la pérdida neta de biodiversidad como la acción número 7 (Comisión Europea, 2011a).

Aunque el bienestar económico y social del ser humano dependa de la biodiversidad y el

flujo de servicios ecosistémicos que proveen, el problema radica en que generalmente por el hecho de ser considerados bienes públicos, su valor económico no es reconocido por los mercados. Por lo tanto, su valor económico real no se ve reflejado en la toma de decisiones ni en las cuentas de la sociedad (Comisión Europea, 2011b).

La pérdida de biodiversidad se aborda cada vez más desde la perspectiva de los beneficios que proporcionan a las personas o

los denominados servicios ecosistémicos. El valor de dichos servicios, que son importantes desde el punto de vista económico, está íntimamente ligado a la biodiversidad, que depende tanto de la diversidad (calidad) como de la abundancia (cantidad) total de genes, especies y ecosistemas presentes, como se puede ver en la Tabla 1, de acuerdo a la iniciativa *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2010)

Tabla 1: Relación entre biodiversidad, ecosistemas y servicios ecosistémicos. Tomado de TEEB, 2010

Biodiversidad	Cualidad	Cantidad	Servicio (ejemplos)
Ecosistemas	Variedad	Extensión	Recreativo Regulación hídrica Secuestro de carbono
Especies	Diversidad	Abundancia	Comida, fibra, madera Polinización Inspiración de diseño
Genes	Variabilidad	Población	Descubrimientos medicinales Resistencia a enfermedades Capacidad de adaptación

La valoración de ecosistemas es una herramienta con la cual se obtiene información para mejorar la toma de decisiones empresariales, debido a que considera tanto la valoración de la degradación de los ecosistemas como los beneficios proporcionados por los servicios de los ecosistemas asociados a un proyecto

(WBCSD (*World Business Council for Sustainable Development*), 2011).

Los servicios del ecosistema se definen como los flujos de beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas, los cuales se pueden organizar en las siguientes cuatro categorías (MA, 2005), representados en la Tabla 2.

Tabla 2: Las categorías de los servicios ecosistémicos. Elaborado a partir de MA, 2005 y TEEB, 2010

Categoría	Beneficios	Servicios ecosistémicos
Aprovisionamiento	Beneficios obtenidos directamente de la naturaleza: bienes o productos que pueden ser extraídos.	<ul style="list-style-type: none"> - Alimentos - Materias primas - Agua - Recursos medicinales, genéticos
Regulación	Beneficios indirectos de la naturaleza: beneficios proporcionados por procesos naturales que moderan fenómenos naturales.	<ul style="list-style-type: none"> - Regulación de la calidad del aire y clima local - Secuestro y almacenamiento de carbono - Moderación condiciones meteorológicas extremas - Regulación del agua - Purificación del agua - Regulación de la erosión del suelo - Polinización - Control biológico
Culturales	Beneficios intangibles de la naturaleza, bienes no materiales que contribuyen al desarrollo cultural.	<ul style="list-style-type: none"> - Actividades recreativas - Turismo - Apreciación estética e inspiración - Experiencia espiritual
Apoyo o base	Servicios esenciales, procesos naturales subyacentes que sostienen a los ecosistemas.	<ul style="list-style-type: none"> - Formación del suelo - Ciclo de nutrientes - Producción primaria - Provisión de hábitats

La restauración de un ecosistema conlleva beneficios a la sociedad y a la economía de dos maneras distintas. En primer lugar, el crecimiento en la demanda de empleo durante la restauración y los potenciales costes de oportunidad generados. Por otro lado, los beneficios de la mejora de los flujos de los servicios de los ecosistemas (eftec (*Economics for the Environment Consultancy*) et al., 2017).

1.1. Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es la estimación económica de los beneficios derivados de los servicios ecosistémicos modificados por la realización de un proyecto. El objetivo específico es plantear una metodología para estimar los beneficios económicos de los servicios ecosistémicos derivados de una repoblación forestal, en concreto del proyecto de restauración hidrológico-forestal del monte protector del embalse de Alcorlo, Guadalajara.

Se plantea desarrollar una propuesta metodológica que comprenda las siguientes etapas: la evaluación de los componentes del proyecto y el ecosistema en el que se sitúa el proyecto, la identificación de los servicios ecosistémicos y la valoración en términos monetarios de cada servicio. Se pretende establecer un indicador, a ser posible biofísico, para relacionar su evolución con el servicio ecosistémico y encontrar una función para transformarlo en términos monetarios.

2. METODOLOGÍA

El apartado de metodología se divide en dos subapartados. El primero explica la metodología general con los conceptos y principios a tener en cuenta y los pasos a seguir para poder realizar una valoración económica adecuada de los servicios ecosistémicos. El segundo subapartado presenta una propuesta metodológica sencilla

y válida para cualquier proyecto y desarrolla la metodología específica para evaluar el proyecto hidrológico-forestal del monte protector del embalse de Alcorlo, de acuerdo con los preceptos presentados en el primer subapartado.

2.1. Metodología general: Fundamentos

La metodología que se plantea en este trabajo toma como referencia la Valoración Corporativa de Ecosistemas (VCE). Se trata de una de las metodologías de valoración de los servicios de los ecosistemas desarrollada en el ámbito privado, la cual se compone de un proceso de cinco fases (Figura 2). Este estudio se centra en la fase propiamente dicha de valoración, aunque se debe tener en cuenta las dos primeras fases de preparación, en las que se establecen el alcance, objetivo, aspectos ambientales para evaluar y la metodología para implantar en el proceso de realización de VCE (WBCSD, 2011).

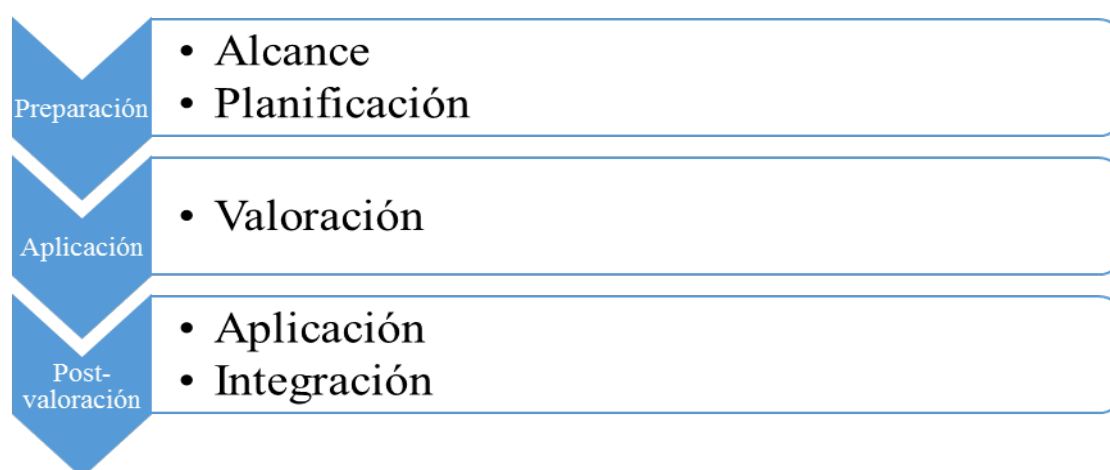


Figura 2: Las cinco fases de la VCE. Adaptado de WBCSD, 2011.

En la fase de valoración se pueden distinguir 4 aplicaciones genéricas de la VCE en la toma de decisiones empresariales (WBCSD, 2011):

- Análisis de compensación: calcular los cambios en los ecosistemas asociados a aspectos concretos de la empresa (elaboración de un proyecto).
- Valoración total: calcular todos los valores asociados a un ecosistema. Un posible uso sería determinar el valor total de los activos naturales.
- Análisis de distribución: identificar agentes ganadores y perdedores en un proceso específico que modifica los servicios ecosistémicos.
- Análisis de indemnizaciones por daños: identificar potenciales fuentes de ingresos o paquetes de compensación derivados del cambio positivo o negativo de los servicios de los ecosistemas, respectivamente.

En este estudio se consideran el análisis de compensación y la valoración total para la

valoración económica de los servicios ecosistémicos. El análisis de compensación, que es la aplicación más común, sirve para calcular y comparar las compensaciones para diferentes cambios en los ecosistemas, en el caso concreto de este estudio, se consideran como alternativas: la realización de la actuación hidrológico-forestal, la repoblación forestal, frente al escenario de no actuación, es decir, mantener la actual formación de matorral heliófila. Por otro lado, la valoración total implica medir el flujo anual de los servicios ecosistémicos y transformarlos en un valor monetario global. La valoración monetaria permite agrupar, comparar y comunicar los valores de los servicios ecosistémicos (WBCSD, 2011).

La evaluación de los ecosistemas se realiza en base a la jerarquía de los enfoques de la valoración de los servicios ecosistémicos (Figura 3). Esta jerarquía considera en primer lugar la evaluación cualitativa y, en base a esta, se realizan la evaluación cuantitativa y la evaluación monetaria, cuando sea posible (WBCSD, 2011).

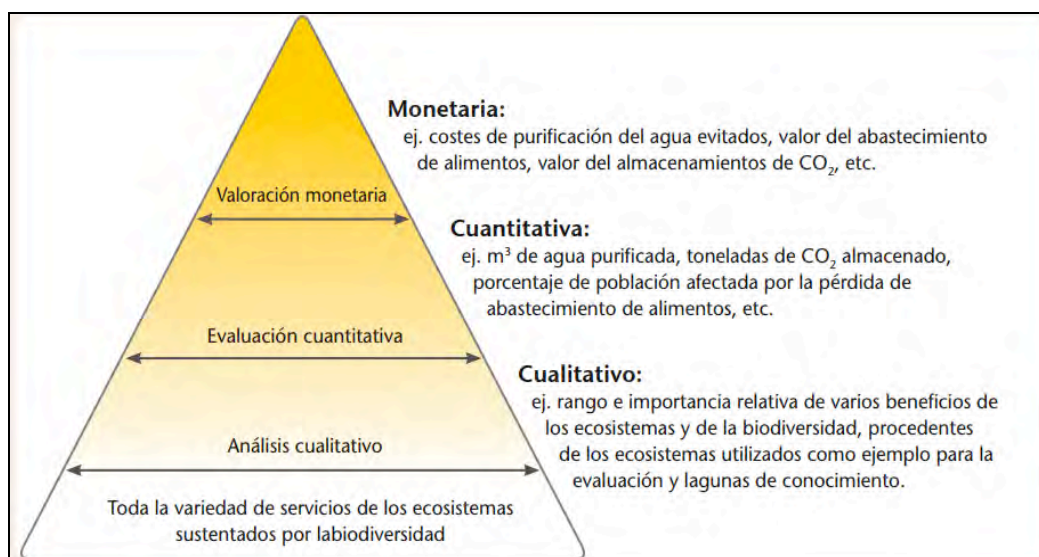


Figura 3: Jerarquía de la valoración de los servicios ecosistémicos. Tomado de WBCSD, 2011.

La metodología planteada se basa en los principios desarrollados en el marco de la cascada de los servicios del ecosistema, la cual destaca que se puede valorar los servicios del ecosistema en lugar de sus beneficios derivados; esto permite conectar

los servicios ecosistémicos con la evaluación biofísica (La Notte et al., 2012). Este marco conceptual aborda el camino desde las estructuras o procesos biofísicos de los ecosistemas hasta el bienestar humano (Figura 4).

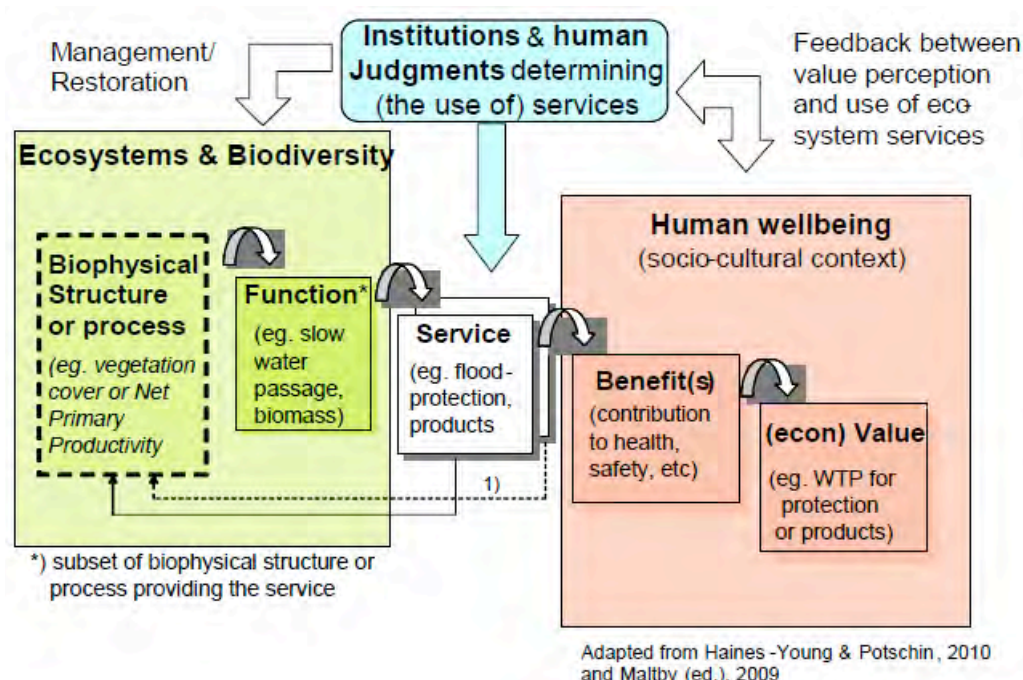


Figura 4: Marco de la cascada de los servicios del ecosistema, desde las estructuras y procesos del ecosistema hasta el bienestar humano. Tomado de TEEB, 2010.

Se debe distinguir entre los elementos mostrados en la cascada de los servicios del ecosistema. Las estructuras o procesos representan el potencial de los ecosistemas para proporcionar servicios mientras que las funciones se definen como aquello que necesitan los ecosistemas para prestar servicios. Los servicios ecosistémicos es aquello que los ecosistemas proporcionan a las personas y, por último, los beneficios se definen como la satisfacción de las necesidades y deseos de las personas (La Notte et al., 2012).

Un ejemplo de valoración de servicio ecosistémico es el papel de los bosques en reducir la escorrentía en una cuenca ya que presta un potencial servicio de regulación del flujo del agua, que puede suponer un menor riesgo de inundaciones. El principal beneficio para las personas es una mayor seguridad, que se puede valorar como el coste evitado de los daños materiales y humanos causados por una inundación simulada.

El vínculo mostrado entre un ecosistema y los bienes y servicios que proveen y como estos son valorados por la sociedad, no debe tratar de dar un valor absoluto de los beneficios generados para el ser humano en la provisión de los servicios ecosistémicos, sino tratar de dar el valor marginal de las

funciones, bienes, servicios y las compensaciones entre los usos, incluidos el de la conservación. Se debe integrar en un modelo el vínculo entre las funciones y procesos de los ecosistemas que proporcionan bienes y servicios, los cuales generan beneficio al ser humano; que pueden ser medidos como incremento en el bienestar humano (Eftec, 2015).

El resultado del modelo descrito es el valor económico estimado de los servicios ecosistémicos que puede servir como una herramienta para el análisis de diferentes escenarios, como situación sin proyecto y situación post-proyecto (La Notte et al., 2012). Este análisis económico proporciona un esquema del flujo de los procesos naturales a través de los servicios de los ecosistemas hasta la proporción de productos y valor de los servicios ecosistémicos. Esta evaluación integra los flujos ecosistémicos que deben considerarse en las políticas (Brouwer et. al., 2013).

En la Figura 5 se puede observar el flujo de los productos provistos por los servicios ecosistémicos, debidos a los procesos de los ecosistemas, y su incidencia en las políticas. En concreto, dicha figura muestra el impacto en los productos por el cambio de uso del suelo de forestal a agrícola o viceversa.

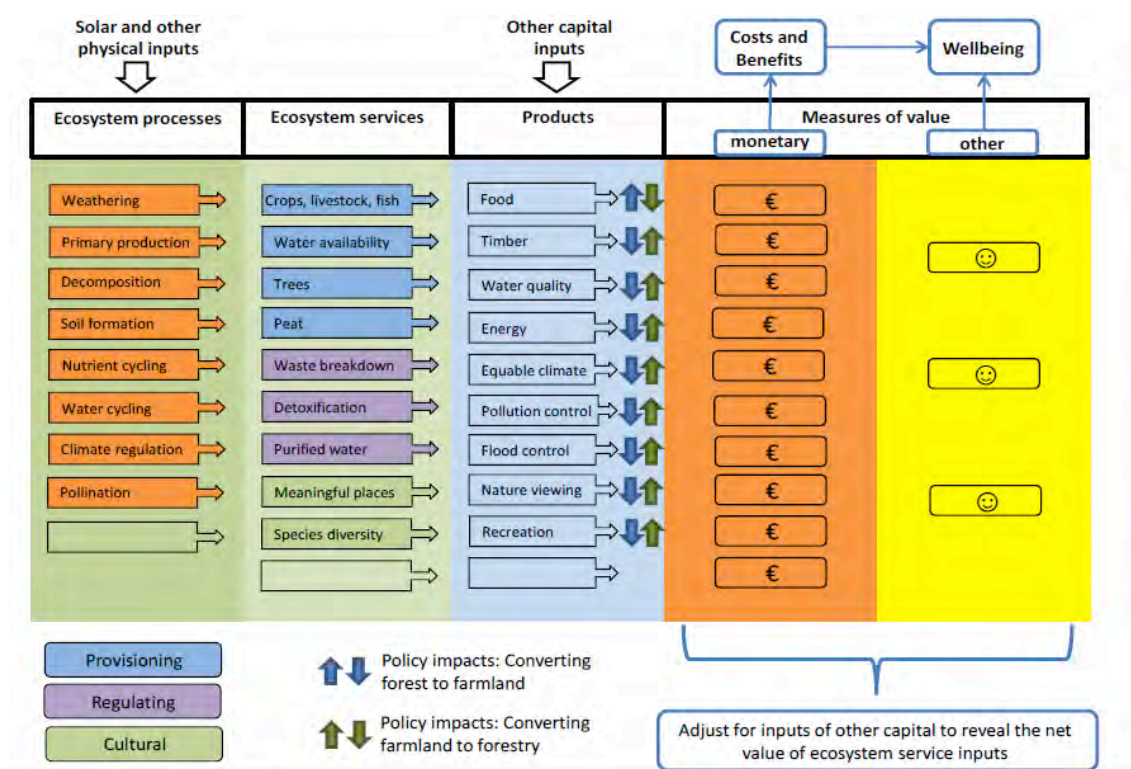


Figura 5: Marco conceptual para la evaluación económica de las políticas que incorporan los flujos de los servicios ecosistémicos (las cajas vacías muestran que no necesariamente se incluyen todos los procesos, servicios y productos). Tomado de Brouwer *et. al.*, 2013.

El resultado que se espera obtener, en base a la metodología planteada, es la Valoración Económica Total (VET) que resulta de la suma del uso directo, valor del uso indirecto y el valor de no uso de los ecosistemas. La definición de estos conceptos se presenta a continuación (eftec, 2005):

- Valor de uso directo: relación del ser humano con el propio ecosistema más que con el servicio que proporciona. Son los bienes extraíbles o consumibles, es decir, los servicios de aprovisionamiento.

- Valor de uso indirecto: proporción de los servicios derivados de los ecosistemas. Son los servicios de regulación de los ecosistemas.
- Valor de no uso: asociación con los beneficios derivados del conocimiento de la conservación del ecosistema. Son los servicios culturales.

El proceso completo de valoración de los servicios ecosistémicos, incluido el vínculo mostrado entre los procesos y servicios ecosistémicos respecto a los beneficios derivados al ser humano, se puede resumir en la Figura 6.

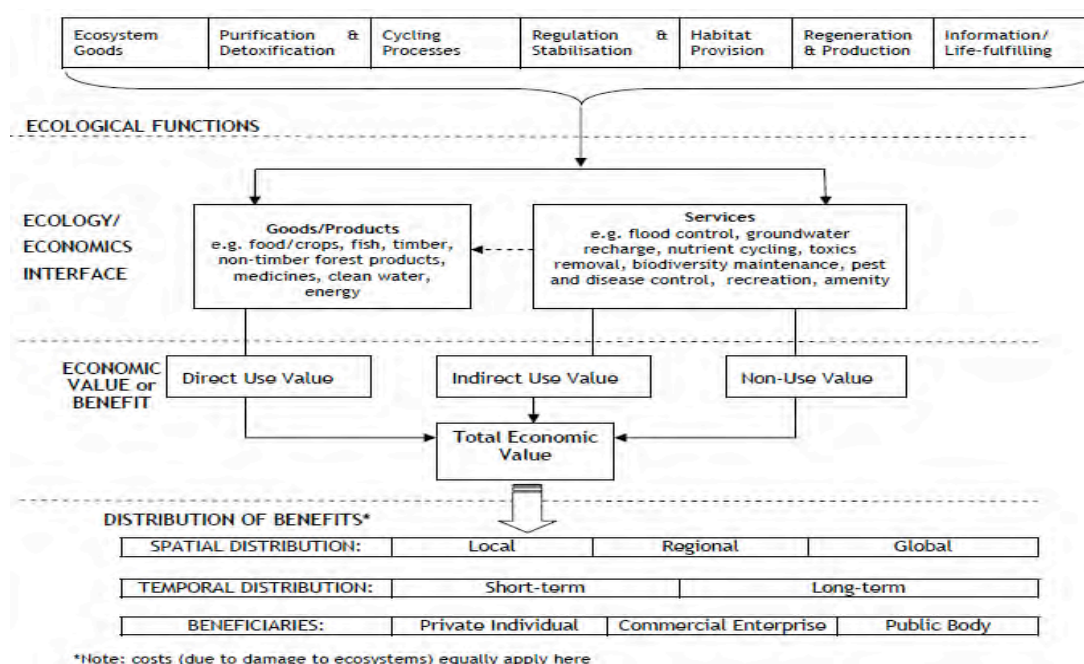


Figura 6: Marco integrado del valor de los ecosistemas en la toma de decisiones. Tomado de eftec, 2005

La propuesta metodológica que se muestra, en base a los principios descritos en este apartado, abarca hasta la estimación del VET en función de los servicios prioritarios que se identifiquen, teniendo en cuenta la diferencia del valor estimado de los dos escenarios considerados: la actuación del proyecto de repoblación forestal y el escenario cero de no actuación.

2.2. Propuesta metodológica

La metodología que se propone está elaborada para llevar a cabo la valoración de los servicios ecosistémicos en el ámbito de planificación de proyectos. Se muestra la aplicación de la propuesta metodológica presentada para un proyecto concreto, el proyecto de repoblación forestal del monte protector del embalse de Alcorlo

(Guadalajara). El objetivo que se persigue en el desarrollo de esta metodología es cuantificar en términos monetarios los servicios ecosistémicos prioritarios derivados del proyecto hidrológico-forestal mencionado, para obtener el beneficio económico asociado a la repoblación forestal.

La metodología propuesta se divide en cuatro etapas, las dos primeras etapas se corresponden con la fase de recopilación de información acerca de las características del proyecto evaluado y el ecosistema en el que se sitúa. Las dos últimas etapas corresponden a las fases de valoración, con la identificación de servicios del ecosistema y su evaluación. Las fases seguidas para llevar a cabo esta propuesta metodológica se muestran en el esquema representado en la Figura 7.

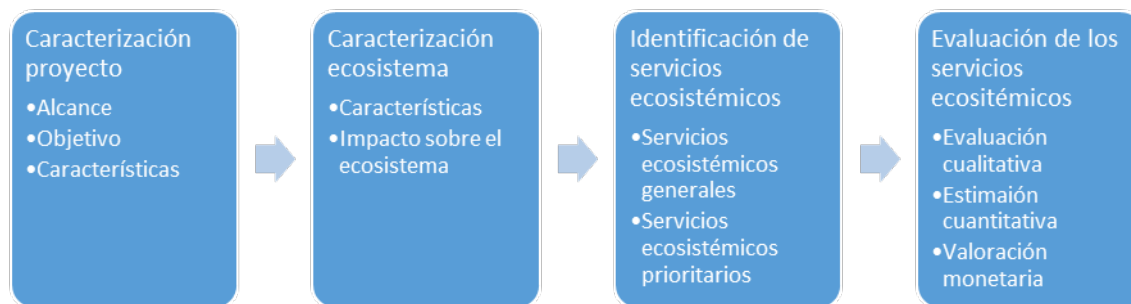


Figura 7: Esquema de la metodología propuesta.

Una vez presentado el esquema general de la propuesta metodológica a aplicar, se desarrolla y detalla cada fase en su apartado específico, que se muestran a continuación.

2.2.1. Caracterización proyecto

La primera fase descrita coincide con la caracterización del proyecto que se ha planteado evaluar. Esta fase consiste en recopilar información acerca del proyecto hidrológico-forestal planteado, principalmente se busca conocer el alcance, los objetivos y principales características de interés del proyecto analizado, el cual se está llevando a cabo actualmente. Es necesario analizar el proyecto para establecer los servicios ecosistémicos prioritarios afectados por la actuación.

Las fuentes consultadas para recopilar la información del proyecto son principalmente el informe de viabilidad, elaborado por la Confederación Hidrológica del Tajo (CHT, 2011a), y la Declaración de Impacto Ambiental (DIA), publicados en 2011, del

proyecto de la repoblación forestal del embalse Alcorlo (BOE, 2011).

El proyecto evaluado viene recogido en el Anexo II (Lista de inversiones) del Plan Hidrológico Nacional (BOE, 2001) como “Restauración hidrológico-forestal de la cuenca del embalse de Alcorlo”, la cual se trata de una de las actuaciones previstas para la cuenca del Tajo. Este proyecto se desarrolla en terrenos forestales gestionados por la Confederación Hidrográfica del Tajo, en una zona expropiada del embalse de Alcorlo de 1.200 ha de arbolado ralo y matorral con procesos activos de erosión. Se redactó el proyecto de repoblación forestal del monte protector del embalse de Alcorlo (Guadalajara) que finalizó la fase de evaluación ambiental con la Declaración de Impacto Ambiental positiva en 2011 (BOE, 2011).

El embalse de Alcorlo se sitúa en el río Bornova, afluente por la derecha del río Henares, tributario del Jarama y, a través de este del Tajo (Figura 8).

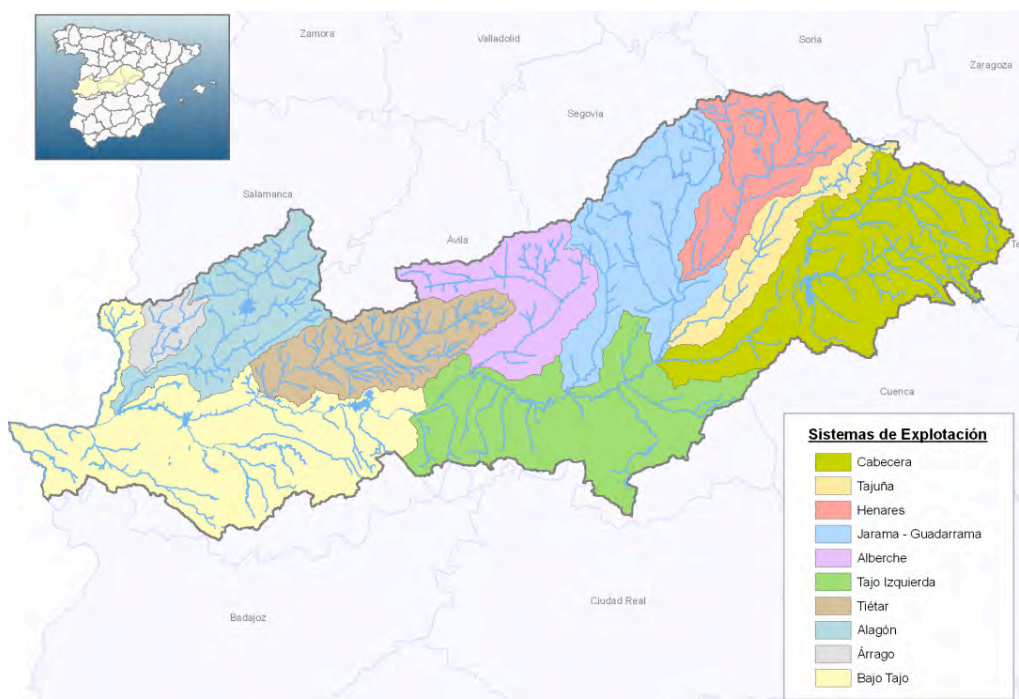


Figura 8: Sistemas de explotación de la cuenca del Tajo. Tomado de la memoria del Plan hidrológico de la Confederación Hidrológica del Tajo (CHT, 2015).

El origen del río Bornova se encuentra en la vertiente meridional de la Cordillera Central y de sus atribuciones y sigue una dirección norte-sur hasta su confluencia con el río Henares. La cuenca del río Bornova se localiza en el nordeste de la cuenca del Tajo, representada en tres hojas (486,460 y 433) del Mapa Topográfico Nacional (MTN) de escala 1:50.000, ocupa una superficie de 366 km² hasta el embalse, lo que supone una superficie del 88,5 % de la superficie total de la cuenca del río (CHT, 2011b).

Las actuaciones proyectadas, que afectan a una superficie total de 1.088,90 ha, se localizan en el noroeste de la provincia de Guadalajara, en los siguientes términos municipales: La Toba, San Andrés del Congosto, Zarzuela de Jadraque, Cogolludo, Hiendelaencina y Congostrin (BOE, 2011). La situación sobre la que están proyectadas estas actuaciones se puede ver en la Figura 9.

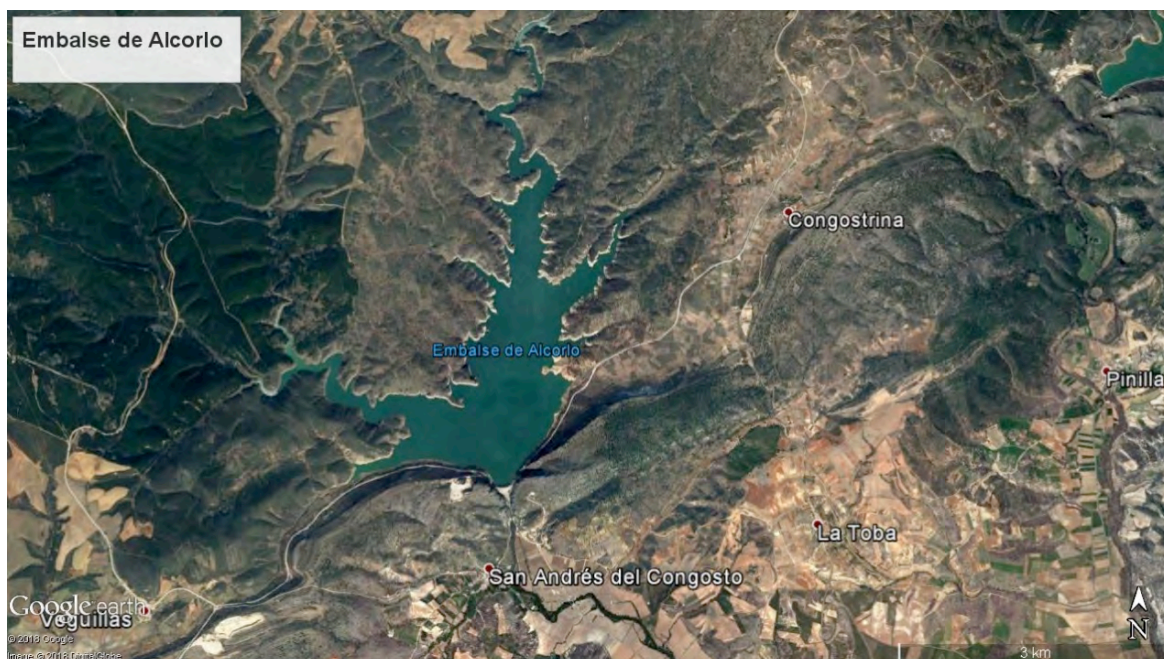


Figura 9: Imagen de la zona de actuación alrededor del embalse de Alcorlo. Tomada de Google Earth, fecha de la imagen del 2011.

El objetivo principal de la actuación es impedir la pérdida de capacidad del embalse, con la restauración de la cubierta vegetal del monte, garantizando su protección frente a fenómenos erosivos (BOE, 2011). Se ha reducido el volumen útil del embalse a 135,2

hm³, desde su construcción en el año 1978, lo que supone un descenso casi del 25% respecto a su capacidad inicial de 180 hm³. Los principales datos del embalse de Alcorlo, objeto de protección de este proyecto, se pueden consultar en la Tabla 3.

Tabla 3: Resumen con los principales datos generales e hidrológicos del embalse de Alcorlo. Adaptado de las fichas técnicas del embalse y presa de Alcorlo de SEPREM (Sociedad Española de Presas y Embalses) y SNCZI-IPE (Sistema Nacional de Cartografía de Zonas In Inundables – Inventario de Presas).

Concepto	Cantidad/Tipo	Unidad
Construcción	1978	año
Usos del embalse	Abastecimiento Riego	
Superficie del embalse	599	ha
Superficie de la cuenca	366	km ²
Aportación media anual	82	hm ³
Precipitación media anual	694	mm
Capacidad del embalse	180	hm ³

Los trabajos de repoblación están proyectados sobre los terrenos marginales del embalse de Alcorlo, dentro del término municipal de La Toba, para prolongar la vida útil del mismo, ya que estas actuaciones disminuirán las tasas de erosión y el aporte de sedimentos al vaso del embalse. Además, la repoblación forestal permitirá alcanzar estados más evolucionados de la sucesión vegetal, así como mejorar el entorno (CHT, 2011a).

El proyecto cuenta con un coste de inversión total de 4.243.205,89 euros y un plazo de ejecución estimado de 36 meses (BOE, 2009). El proyecto incluye una repoblación forestal de más de 800.000 de plantas, que incluyen las siguientes especies arbóreas (Tabla 4), además de la mejora de un camino existente y la apertura de una nueva pista (CHT, 2011a).

Tabla 4: Número de plantas y superficie por cada especie proyectada en la repoblación forestal del embalse de Alcorlo (no se muestra el total de la superficie porque es una repoblación pluriespecífica y las superficies se solapan). Tomado de CHT, 2011a.

Especie	Nº Plantas	Superficie (ha)
<i>Quercus ilex (Qi)</i>	283.868	831,96
<i>Pinus pinaster (Pp)</i>	224.322	686,28
<i>Quercus pyrenaica (Qp)</i>	194.193	297,29
<i>Pinus nigra (Pn)</i>	85.659	145,68
<i>Quercus faginea (Qf)</i>	22.418	140,66
<i>Juniperus thurifera (Jt)</i>	21.414	140,66
<i>Acer monspessulanum (Am)</i>	2.166	14,44
<i>Fraxinus angustifolia (Fa)</i>	2.166	14,44
<i>Populus nigra (Png)</i>	2.166	14,44
<i>Salix alba (Sa)</i>	2.166	14,44
Total	840.538	

Las actuaciones proyectadas en relación con la repoblación forestal incluyen un tratamiento de la vegetación preexistente que varía en función de la pendiente (BOE, 2011).:

- Desbroce mecanizado con tractor de orugas de 2 m de ancho junto a subsolado lineal para las zonas con pendientes inferiores al 30 % y matorral denso.

- Desbroce puntual con retroaraña sin inversión de horizontes y profundidad alta complementada con la realización de
- microcuencas recolectoras para las zonas con pendiente superiores al 30 % o alta pedregosidad.

Posteriormente a los tratamientos de la vegetación preexistente, se procede a las plantaciones pluriespecíficas (con las especies citadas en la Tabla 4), que varían en función del tipo de suelo y pendiente (Tabla 5). Las plantaciones se llevan a cabo de forma manual y con ejemplares de vivero

Tabla 5: Superficies de plantación del proyecto de repoblación forestal del embalse Alcorlo.
Tomado de BOE, 2011.

Tipo de suelo	Rociedad	Pendiente	Tipo de especies	Superficie de plantación	Densidad (pies/ha)
Silíceo	No	< 30 %	Mezcla de coníferas frondosas (Pp, Qp, Qi)	182,21	1.800
			Bosque de frondosas (Qp y Qi)	14,34	1.000
		30 - 65 %	Mezcla de coníferas frondosas (Pp, Qp, Qi)	105,40	1.200
	Sí	0 - 65 %	Mezcla de frondosas (Qp y Qi)	382,43	400
Calizo	No	< 30 %	Mezcla de coníferas frondosas (Pn, Qi, Qf y Jt)	77,89	1.800
			Bosquete de frondosas (Qi, Qf)	5,02	1.000
		30 – 65 %	Mezcla de coníferas frondosas (Pn, Qi, Qf y Jt)	71,71	1.200
Vaguada	No	0 – 65 %	Mezcla de especies de ribera (Fa, Am, Png y Sa)	14,44	600

El mapa con la repoblación y la mejora de la red viaria incluida en la restauración

hidrológica forestal se puede apreciar en la Figura 10.

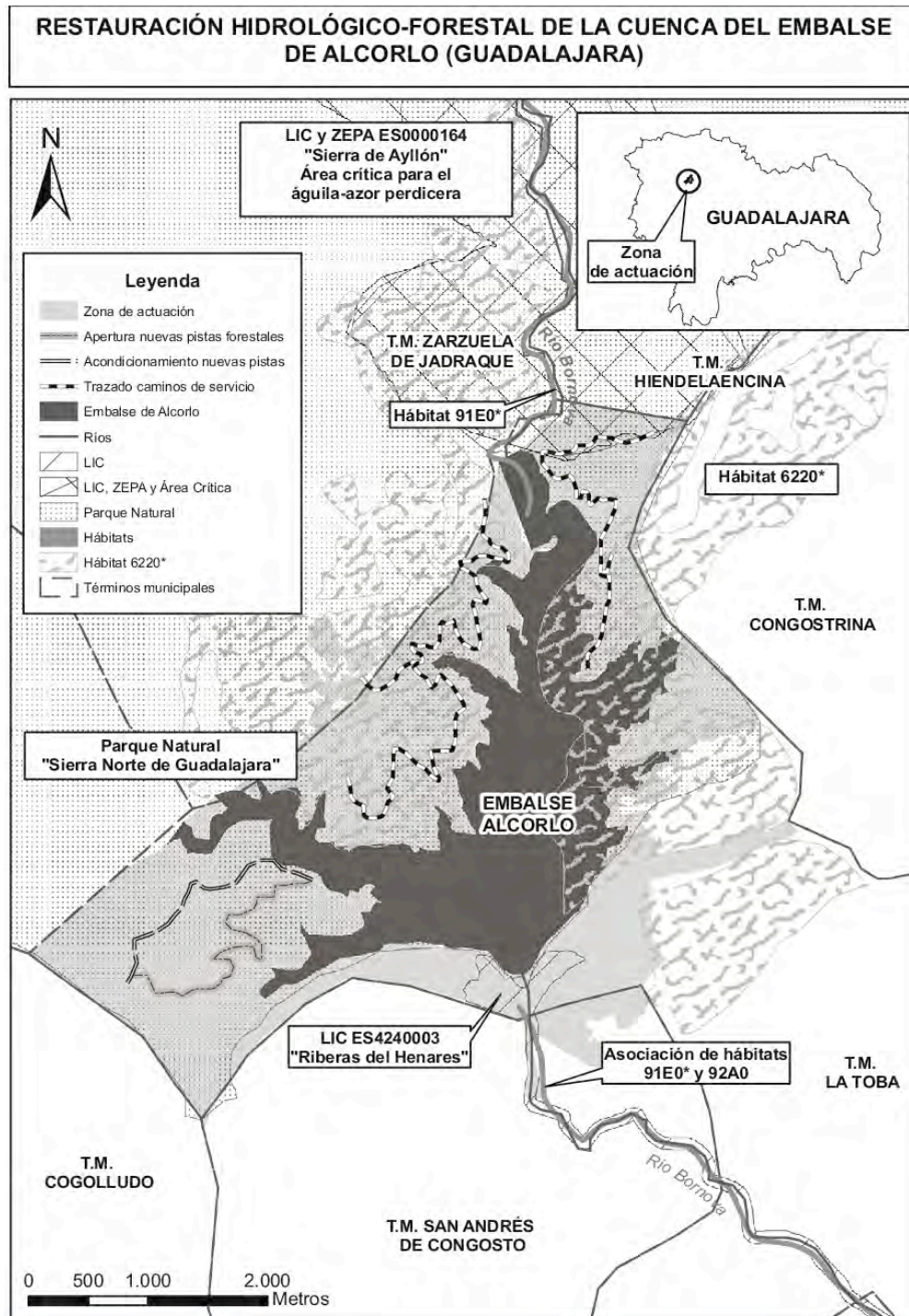


Figura 10: Mapa con la restauración hidrológico-forestal del embalse de Alcorlo. Tomado de BOE, 2011.

2.2.2. Caracterización ecosistema

En este apartado se describen brevemente los factores abióticos (climatología y litología) y bióticos (vegetación y fauna) presentes en el ecosistema afectado por el proyecto de repoblación forestal. Además, se incluyen los espacios Red Natura 2000 afectados por el proyecto, así como la valoración ambiental del proyecto que se ha realizado.

El clima de la zona de estudio se define como un clima mediterráneo templado fresco. El régimen pluviométrico estacional es IOPV (Invierno-Otoño-Primavera-Verano) con la época de estiaje en verano. Las precipitaciones medias anuales se sitúan entre 600 y 700 mm, mientras que la temperatura entre 14-15°C (Muñoz et al., 1989).

En la zona de actuación, que se encuentra en la hoja de Hiendalencian (hoja 460) del mapa geológico 1:50.000 (Bascones et al., 1978), destacan los terrenos silíceos, que ocupan la mayor parte del terreno a repoblar, los cuales están formados por, principalmente: gneises de grano fino con, en menor medida, gneises de grano grueso, del Ordovício Inferior; situados al oeste y norte; y al suroeste la zona de alternancia de pizarras y cuarcitas. Al sur y sudeste de la zona de repoblación, se localizan los terrenos calizos, formados por diferentes formaciones geológicas como: areniscas, conglomerados y arcillas;

dolomías, margas y calizas dolomíticas del Triásico Superior. El embalse se sitúa en aluvial y terraza inferior. Respecto a la hidrogeología, la zona de actuación se ubica sobre la unidad hidrogeológica de Torrelaguna-Jadraque (U.H. 03.03), de tipo carbonatada (BOE 134, 2011).

En el monte de Alcorlo predominan las formaciones de matorral heliófila, principalmente compuesto por la jara pingosa (*Cistus ladanifer*) y la estepa (*Cistus laurifolius*) junto a ejemplares dispersos de enebro (*Juniperus oxycedrus*) y encina (*Quercus ilex*), así como claros de pastizales. Las formaciones arboladas son más escasas, encontrándose al oeste del monte repoblaciones de pino laricio (*Pinus nigra*) y pino negral (*Pinus pinaster*) y formaciones de ribera, aguas abajo de la presa, de chopos (*Populus nigra*) y sauces (*Salix alba*) (BOE, 2011). Al oeste, se encuentran formaciones arboladas de melojares (*Quercus pyrenaica*) y pinares naturales y de plantación de *Pinus nigra* y *Pinus pinaster*, según el Mapa forestal de España de escala 1:50.000 de Guadalajara del Ministerio de Medio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA, 1998).

A continuación, se muestran los mapas geológico y de vegetación de la zona de actuación en la Figura 11 y Figura 12 respectivamente.

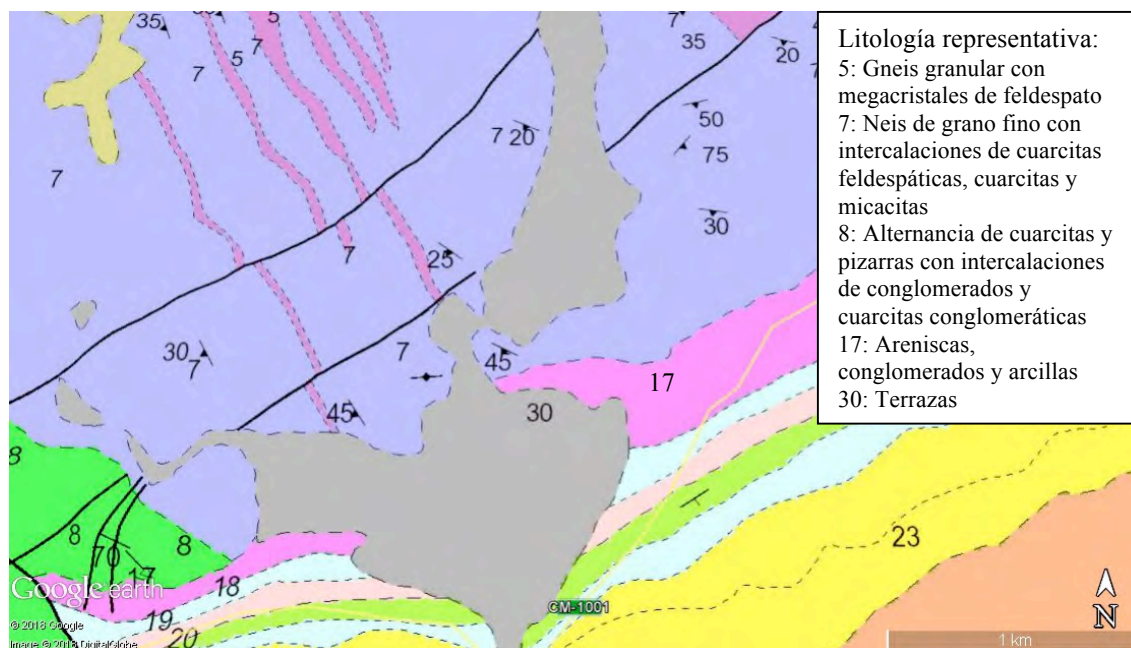


Figura 11: Mapa geológico de la zona de actuación. Tomado de Bascones et al., 1978.

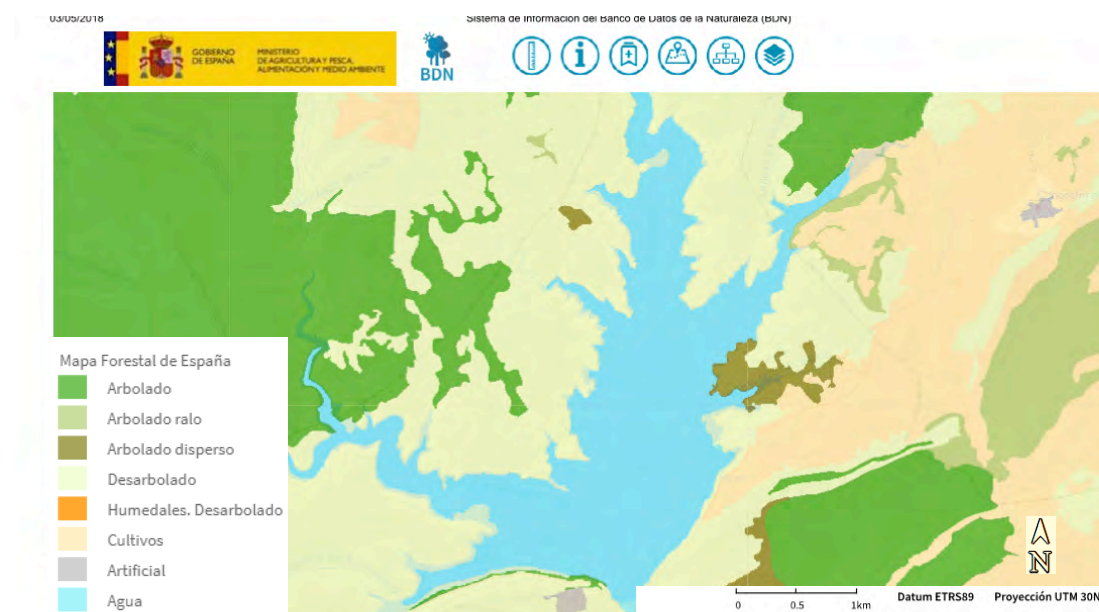


Figura 12: Mapa forestal de la zona de actuación. Tomado de MAPAMA, 1998

En cuanto a fauna, se localiza en los espacios Red Natura 2000 de la Sierra Ayllón el área crítica del águila perdicera (*Hieraetus fasciatus*), catalogada como “en peligro de extinción” en el catálogo CREA (Catálogo Regional de Especies Amenazadas). El embalse de Alcorlo es un hábitat de

protección especial debido a la presencia de trucha (*Salmo trutta*), especie de distribución restringida. En la zona de actuación se localizan, entre otras, las siguientes especies: águila real (*Aquila chrysaetos*), búho real (*Bubo bubo*), azor (*Accipiter gentilis*), gavián (*Accipiter nissus*), águila culebrera

(*Circaetus gallicus*) y milano real (*Milvus milvus*) (BOE, 2011; CHT, 2011a).

Una pequeña parte del monte que rodea el embalse del Alcorlo, específicamente unas 32,5 ha al norte de este, afecta a los siguientes espacios de la Red Natura 2000: el LIC (Lugar de Importancia Comunitaria) ES4160019 y la ZEPA (Zona de Especial Protección para las Aves) ES0000164 Sierra de Ayllón y el LIC ES4240003 Riberas del Henares. Se identifican hábitats de interés comunitario, entre los que se pueden destacar: 92A0 Bosques galería de *Salix alba* y *Populus alba*, 91E0* Bosques aluviales de *Alnus glutinosa* y *Fraxinus excelsior* y 6220* Zonas subestépicas de gramíneas y anuales de *Thero-Brachypodieta*, estos dos últimos prioritarios. La afección a estos espacios es positiva, la ejecución del proyecto proporcionará una mejora de los hábitats y ecosistemas presentes (BOE, 2011; CHT, 2011a).

Según el informe de viabilidad del proyecto (CHT, 2011a), la actuación tiene varios efectos positivos sobre el medio ambiente:

contribuye a la mejora del estado del embalse, contribuye moderadamente a la regulación de los recursos hídricos y reduce significativamente las afecciones negativas a la calidad del agua debido a la reducción del aporte de sedimentos al embalse, evitando la colmatación y prolongando la vida útil del embalse de Alcorlo. Además, la creación, conservación y mejora de una masa forestal en el monte del embalse de Alcorlo, contribuye a la conservación y gestión sostenible del dominio público hidráulico. También tiene un efecto ligero asociado a las inundaciones, ya que disminuye la velocidad de la escorrentía, el aporte de sedimentos y posibles procesos de inundación.

La repoblación forestal proyectada no supone un cambio de uso del suelo, seguirá siendo de uso forestal; sino un cambio de la cubierta vegetal que pasará de una formación de matorral heliófila degradada, a una formación mixta arbolada de un mayor estado evolutivo. Los efectos que tiene la repoblación forestal en el monte de Alcorlo se pueden resumir en la matriz mostrada en la Tabla 6.

Tabla 6: Matriz de incidencia de la repoblación forestal en el monte de Alcorlo.

FACTORES	EFECTOS				
	Efectos sobre la salud de las personas	Efectos sobre la fauna y flora	Efectos sobre las actividades económicas	Efectos sobre la valoración de activos	Otros efectos sobre el bienestar
Clima	X	X	X	X	X
Calidad del aire	X	X	X	X	X
Calidad del agua	X	X	X	X	X
Medio biológico		X	X	X	X
Suelos		X	X	X	X
Geología					
Contaminación lumínica					
Contaminación acústica					
Contaminación visual (Paisaje)		X	X	X	X

2.2.3. Identificación de servicios ecosistémicos

El primer paso para la valoración de servicios ecosistémicos es identificar la tipología de ecosistema que se evalúa. Se pueden identificar tres tipologías generales: ecosistemas terrestres (ecosistemas urbanos, cultivos, pastos, bosques, matorrales, etc.), ecosistemas acuáticos continentales (ríos y lagos) y ecosistemas marinos (áreas de costa, mar abierto, etc.) (Maes *et al.*, 2013).

Los servicios ecosistémicos para evaluar en este trabajo corresponden a los servicios proporcionados por un bosque. Un bosque se define, de acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 2010) como un terreno

con una extensión superior a 0,5 hectáreas con árboles que alcanzan o son capaces de alcanzar una altura superior de 5 metros y una cubierta del dosel superior al 10 %. Se incluyen bosques naturales, plantaciones forestales y terrenos desforestados que se prevén reforestar, a excepción de aquellos que se sitúan en terrenos que tengan un uso agrícola o urbano predominante. Por lo que, en esta definición se puede incluir la citada repoblación forestal del monte de Alcorlo.

Los bienes y servicios ecosistémicos provistos por los bosques se pueden resumir en la Tabla 7, clasificados según el valor económico o beneficio que presentan. Se puede distinguir entre los valores de uso directo, que se dividen entre los bienes forestales que pueden ser consumidos o

extraídos y aquellos que no se pueden consumir; los valores de uso indirecto derivados de los ecosistemas forestales, correspondientes principalmente a los

servicios de regulaciones; y los valores de no uso, correspondiente a los servicios culturales (Eftec, 2005).

Tabla 7: Valor Económico total de los bienes y servicios de los bosques. Adaptado de Eftec, 2005.

Bienes y servicios	
Uso Directo	Productos forestales (madera, leña, productos no madereros)
	Información genética (productos medicinales, farmacéuticos, investigación)
	Ocio y turismo
Uso Indirecto	Regulación de precipitaciones
	Regulación de inundación y escorrentía
	Control de la erosión
	Almacenamiento y secuestro de carbono
Opcional*	Futuro uso directo o indirecto
No Uso*	Conocimiento y tradiciones culturales

Una vez caracterizado el ecosistema actual y el proyecto, se identifican los servicios ecosistémicos asociados al proyecto de repoblación forestal y el entorno analizados. Los servicios ecosistémicos identificados se clasifican según la clasificación CICES (*Common International Classification of Ecosystem Services*), una clasificación que cuenta con un sistema jerárquico y basado en las clasificaciones MA (*Millennium Ecosystem Assessment*) y TEEB (*The Economics of Ecosystem and Biodiversity*) pero adaptado a contabilidad. Además, es el sistema utilizado para recopilar los indicadores nacionales de la UE y mapear y

evaluar los servicios ecosistémicos (Comisión Europea, 2014). Por lo que, al identificar servicios ecosistémicos, clasificados según las categorías CICES, se pueden conocer indicadores para su evaluación.

Los servicios ecosistémicos identificados para el proyecto hidrológico-forestal del embalse del Alcorlo, clasificados según CICES y basados en los indicadores del proceso MAES, 2014 (*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services*) se recogen en la Tabla 8.

Tabla 8: Servicios ecosistémicos identificados en la repoblación forestal del embalse de Alcorlo.
Sección: Aprovechamiento (A), Regulación y mantenimiento (R) y Cultural (C).

Servicios ecosistémicos	Clasificación CICES	Indicador (unidad)
Producción de materia prima (A)	División: Biomasa Clase: Plantas cultivadas para materiales	Existencia de biomasa (m3) Incremento de biomasa (m3/año)
Provisión de agua (A)	División: Nutrición Clase: Agua superficial para beber División: Material Clase: Agua superficiales para fines no potables	Descarga del río (hm3/año) Extracción total de agua (m3) Proporción de los usos del agua (%)
Regulación calidad del aire (R)	División: Mediación de desechos, tóxicos y otros Clase: Filtración/secuestro/acumulación por ecosistemas	Área forestal (ha) Retención y eliminación de azufre (S) y nitrógeno (N)
Regulación de la erosión del suelo (R)	División: Flujos de masa Clase: Estabilización masiva y control de las tasas de erosión	Capacidad de ecosistemas de evitar la erosión del suelo (0-2) Retención del suelo (t/ha/año)
Regulación hídrica (R)	División: Flujos líquidos Clase: Mantenimiento del ciclo hidrológico y flujos del agua	Índice de retención del agua (0-1) Capacidad para mantener el flujo de referencia
Purificación del agua (R)	División: Mantenimiento del ciclo de vida, hábitat y protección de la reserva de genes	Área forestal (ha) Calidad del agua Coste purificación del agua (€/m3)
Secuestro y almacenamiento de carbono (R)	División: Mantenimiento del ciclo de vida, hábitat y protección de la reserva de genes Clase: Regulación climática global mediante la reducción de gases de efecto invernadero	Almacenamiento de carbono en el bosque (t) Secuestro de carbono por los bosques (PNP, NEP) Crecimiento forestal, existencias en crecimiento Cantidad de permisos de emisiones de CO2
Servicios recreativos (C)	División: Interacciones física e intelectuales con el ecosistema Clase: Uso experimental de plantas. Uso físico del paisaje	Número de visitantes Distribución de la fauna Áreas importantes de aves asociadas con el bosque

2.2.4. Evaluación de los servicios ecosistémicos

La evaluación de los servicios ecosistémicos es la última fase de la metodología planteada tras evaluar los componentes del proyecto y ecosistema e identificar los servicios ecosistémicos recogidos en Tabla 8. El objetivo de la aplicación de esta metodología es obtener el beneficio económico derivado de los servicios ecosistémicos de la repoblación forestal, incluyendo el embalse.

Se propone la valoración de los ecosistemas en base a la citada jerarquía de los tres enfoques de valoración: cualitativo, cuantitativo y monetario. En primer lugar, se realiza la evaluación cualitativa que permite identificar los servicios ecosistémicos prioritarios. En base a esta información, se realiza una evaluación cuantitativa y, finalmente, a ser posible, se estima la valoración monetaria para algunos o todos los costes o beneficios de los servicios ecosistémicos identificados.

No se pretende una valoración exacta de los ecosistemas, sino establecer una relación entre la provisión de los servicios ecosistémicos y el beneficio económico derivado de ese servicio, a través del uso de indicadores, que aporte un resultado aproximado obtenido de forma razonable y realista. Por lo que, se establece un indicador para cada uno de los servicios ecosistémicos, considerados prioritarios, un método de estimación del indicador elegido y un método de valoración, una función de transformación

del valor del indicador estimado para calcular los cambios asociados al proyecto hidrológico-forestal evaluado.

A continuación, se analiza la posible valoración cualitativa de cada uno de los servicios ecosistémicos anteriormente identificados:

1. Producción de materia prima

El servicio de producción de materia prima referido a los productos forestales (valores de uso directo) no se valora en este trabajo porque se trata de una repoblación con fines protectores, es decir, sin extracción de madera.

2. Provisión de agua

El servicio de provisión de agua se valora en este trabajo debido a que la repoblación forestal incide en la garantía de suministro del embalse de manera indirecta, alargando la vida útil del embalse.

3. Regulación calidad del aire

El efecto de la repoblación forestal como filtro para la contaminación atmosférica se considera baja debido a que se sitúa en una zona con calidad del aire buena y sin actividad industrial destacable. Por lo que, no se valora este servicio.

4. Regulación de la erosión del suelo

La repoblación forestal tiene un efecto directo en la retención del suelo debido a la mejora de la cubierta vegetal, de matorral a arbolado, además de ser el objetivo

fundamental de este proyecto. Por lo cual, este servicio de regulación es uno de los principales servicios a valorar.

5.Regulación hídrica

El servicio de regulación hídrica no se tiene en cuenta en la valoración debido a que el efecto de la disminución de la velocidad de escorrentía a causa de la vegetación no es considerable respecto al efecto del embalse en cuanto a la reducción del caudal punta para la prevención de inundaciones.

6.Purificación de agua

El servicio de regulación de purificación de agua supone una mejora en la calidad del agua a causa de la repoblación por la reducción del aporte de sedimentos al embalse, por lo que debe tenerse en cuenta.

7.Secuestro y almacenamiento de carbono

Se valora el secuestro de carbono potencial que se estima por el cambio de formación a arbolada mixta, el cual cuenta con diferentes

factores de absorción de CO₂, según la especie forestal, mayor que el matorral existente. Aunque se tiene en cuenta este servicio, a nivel local o regional su valor es reducido.

8.Servicio recreativo

Los servicios recreativos, ocio y turismo, se deben tener en cuenta ya que el embalse tiene un interés turístico, especialmente para la pesca. Los servicios recreativos se añaden también a la valoración de los servicios ecosistémicos y, se presupone que la repoblación tiene una incidencia positiva en relación con los servicios recreativos, aunque esta incidencia es difícil de valorar.

Los servicios ecosistémicos identificados como prioritarios, de acuerdo con su evaluación cualitativa, se valoran mediante el indicador cuantitativamente (método de estimación) y en términos monetarios (método de valoración) como se muestra en la Tabla 9.

Tabla 9: Indicadores, métodos de estimación y valoración de los servicios ecosistémicos identificados prioritarios

Servicio ecosistémico	Indicador (unidad)	Método de estimación	Método de valoración
Regulación de la erosión del suelo	Retención del suelo (t/ha/año)	Método USLE	Valoración de costes evitados
Secuestro de carbono	Captura de CO ₂ por pie (t/pie)	Factores de absorción acumulada por especie de CO ₂	Valoración por precio de mercado
Purificación de agua	Población beneficiada	Zona influencia embalse	Valoración contingente
Provisión de agua	Agua (m ³) Superficie (ha)	Consumo del agua Superficie de cultivo	Valoración por transferencia de valor
Servicios recreativos	Número de visitantes	Estimación número de visitantes	Valoración por coste de viaje

Los resultados que se obtienen de la aplicación de los métodos planteados para la valoración de los servicios ecosistémicos considerados se muestran en el apartado siguiente (3. RESULTADOS).

3. RESULTADOS

En este apartado se muestra el desarrollo de los métodos realizados para la valoración de los servicios ecosistémicos, presentados anteriormente en la **Tabla 9**. Los métodos de estimación son los utilizados para valorar cuantitativamente los servicios ecosistémicos, es decir, calcular o registrar los indicadores de cada servicio; y los métodos de valoración corresponden a los métodos utilizados para la valoración monetaria de los indicadores, previamente estimados. La valoración económica de los

servicios ecosistémicos se estima para un plazo determinado de 25 años.

3.1. Regulación de la erosión del suelo

El método de estimación utilizado es el método USLE que permite valorar adecuadamente la magnitud de las pérdidas de suelo medias anuales por erosión laminar y en regueros. El método considera los elementos fundamentales que intervienen en el proceso de erosión hídrica: precipitación, suelo, vegetación, relieve y prácticas de conservación (Roldan y Fernández, 1992). Una explicación más detallada de los factores del modelo USLE, así como los valores asignados para cada factor, se puede encontrar en ANEJO I: Modelo USLE.

El método USLE se utiliza en este trabajo para la valoración de la retención del suelo, que se debe entender como la diferencia entre las pérdidas del suelo con vegetación y sin

vegetación. En el caso de este trabajo, dichas pérdidas son la diferencia entre las tasas de erosión correspondientes a la repoblación forestal, bosque mixto, menos las de la vegetación existente, matorral heliófilo. Por lo que se obtiene como resultado la retención del suelo debido a la repoblación forestal.

En primer lugar, se calcula la fragilidad del medio o vulnerabilidad frente a la erosión

que resulta del producto de los factores “R”, “K” y “LS” sin tener en cuenta los factores “C” y “P” de las unidades homogéneas de la zona de actuación (Tabla 10). La fragilidad del medio representa la erosión anual media que se produciría si todo el suelo estuviera en barbecho continuo y en línea de máxima pendiente (Roldan y Fernández, 1992).

Tabla 10: Vulnerabilidad de la zona de actuación.

Índice de erosividad (R) hj*cm/m2*h	Factor erodibilidad (K)	Factor topográfico (LS)	Fragilidad del medio (Mg/ha*año)	Superficie (ha)
		L: longitud ladera = 50 m S: pendiente		
110	Silíceo (K=0,15)	< 30 % (LS= 2,5)	41,25	196,55
		30-65 % (LS= 9)	148,5	105,4
		0-65 % (LS=6)	99	382,43
	Calizo (K=0,4)	< 30 % (LS= 2,5)	110	82,91
		30-65 % (LS=9)	396	71,71
	Vaguada (K=0,7)	0-65 % (LS=6)	462	14,44

A continuación, se calculan las tasas de erosión del suelo expresadas en toneladas (1 t = 1 Mg) por hectárea y año, mediante el producto de todos los factores de la USLE, incluyendo el factor de suelo o vegetación (factor C). El factor de vegetación es el factor que se ve afectado de forma directa con la repoblación forestal, incrementado este factor gracias a la repoblación. Se adopta un valor del factor C representativo para la vegetación preexistente de 0,20 y un valor del factor C de 0,03 para la repoblación forestal, según los valores del factor C de uso del suelo, determinado por el tipo de vegetación y

fracción de cabida cubierta (FCC), del ICONA (Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza, 1982).

Para poder relacionar las tasas de erosión calculadas con el modelo USLE con el volumen del embalse, es necesario conocer la densidad del suelo, para obtener la estimación de la tasa de erosión en metros cúbico por hectárea y año. El volumen de suelo erosionado se obtiene de la división de la tasa de erosión entre la densidad del suelo. Se considera que todas las partículas del suelo tienen la misma densidad y se

determina un valor de densidad aparente de $1,4 \text{ Mg/m}^3$, correspondiente a una textura franca (Schargel y Delgado, 1990). El

resultado de las tasas de erosión ponderadas, según la superficie de cada unidad homogénea, se muestra en la Tabla 11.

Tabla 11: Tasas de erosión ponderadas por superficie de la zona de actuación.

Escenarios	Pérdida potencial $\text{Mg/ha}\cdot\text{año}$	Pérdida potencial $\text{m}^3/\text{ha}\cdot\text{año}$	Pérdida potencial $\text{m}^3\cdot\text{año}$
Matorral ($\text{FCC} < 70\%$)	24,80	17,71	15.118
Arbolado (20-70%)	3,72	2,66	2.270

El resultado de retención de sedimentos debido a la repoblación forestal es de 12.848 m^3 por año, obtenido con el modelo USLE que evalúa la cantidad de suelo que se mueve, pero no tiene por qué coincidir con el suelo que llega al embalse, por lo que se propone un factor de corrección de 0,8. En un plazo de 25 años, se puede llegar a retener o evitar una cantidad de 256.960 m^3 de sedimentos.

El método que se utiliza para la valoración es el coste evitado, que es un método que determina el valor ahorrado a la sociedad por la prestación del servicio del ecosistema. En concreto para el servicio de regulación de la erosión, estimado como la retención del suelo producida por la vegetación, se propone valorar los costes evitados que supondría la limpieza de los sedimentos depositados en el embalse, en caso de no efectuarse la repoblación forestal. Este es el método utilizado, costes evitados por la limpieza de los sedimentos depositados en el embalse, en el proyecto VANE (Valoración de los

Activos Naturales de España), (Esteban, 2010).

Para la valoración del coste de dragado, se ha tomado como referencia el coste de dragado de un proyecto de dragado de un embalse. Se ha consultado el proyecto de dragado “Segunda fase del dragado del embalse del azud de Ojós y adecuación ambiental de su entorno. Murcia.”, con un presupuesto de 21.309.868,26 euros para un dragado de $1.500.000 \text{ m}^3$ de sedimentos acumulados en el embalse de Ojós y se ha determinado el precio unitario del dragado en 14 €/m^3 (Informe de viabilidad de la Confederación Hidrográfica del Segura, 2009).

Por tanto, para el proyecto hidrológico-forestal evaluado la valoración del servicio de regulación de la erosión el suelo resulta $3.597.440 \text{ €}$, valor acumulado en 25 años.

3.2. Secuestro de carbono

El servicio de secuestro de carbono de las especies forestales arboladas, incluidas en la

repoblación forestal, se ha estimado con los factores de absorción acumulado de dióxido de carbono (CO₂) de acuerdo con la metodología *ex ante*, recogida en la guía para la estimación de absorciones de dióxido de carbono del MAPAMA y OECC (2015), explicada en mayor detalle en el ANEJO II: Secuestro de carbono. Esta metodología permite estimar la absorción acumulada de CO₂ de una especie concreta para un periodo determinado. A nivel de proyecto hay que calcular las absorciones de cada pie según

especie, por el número de pies que se prevé que exista al final de dicho periodo.

Se ha aplicado esta metodología para la repoblación forestal analizada, una repoblación no intensiva con fines protectores, para un periodo de permanencia de 25 años, con las especies mostradas anteriormente en la Tabla 4. Se puede ver en la Tabla 12 la absorción acumulada de dióxido de carbono de cada especie para el periodo de permanencia establecido.

Tabla 12: Absorción acumulada en toneladas de CO₂ por especie a los 25 años.

Especie	Pies	Absorción acumulada (t Co2/pie)	Absorción acumulada (t Co2)
<i>Quercus ilex</i>	238.868	0,06	14.332,08
<i>Pinus pinaster</i>	224.322	0,15	33.648,30
<i>Quercus pyrenaica</i>	194.193	0,07	13.593,51
<i>Pinus nigra</i>	85.659	0,03	2.569,77
<i>Quercus faginea</i>	22.418	0,05	1.120,90
<i>Juniperus thurifera</i>	21.414	0,02	428,28
<i>Acer monspessulanum</i>	2.166	0,19	411,54
<i>Fraxinus angustifolia</i>	2.166	0,11	238,26
<i>Populus nigra</i>	2.166	0,72	1.559,52
<i>Salix alba</i>	2.166	0,57	1.234,62

La captura de carbono total de la repoblación forestal a los 25 años sería de 69.136,8 t CO₂, considerando que todos los pies permanecen durante el periodo completo considerado. Sin embargo, se deben tener en cuenta las posibles pérdidas que se produzcan por marras, mortalidad natural, etc., por lo que esta cifra se reduce, considerando un

porcentaje de pérdidas del 25%, hasta aproximadamente 50.000 t.

El método de valoración utilizado es un método directo con valor de mercado, determinado por el coste del comercio de derechos de emisión de dióxido de carbono, explicado en el ANEJO II: Secuestro de carbono. El coste de mercado de los derechos

de emisión, expresado en euros por toneladas de CO₂, fluctúa en el tiempo, como se

observa en la evolución de los precios del CO₂ mostrada en la Figura 13.

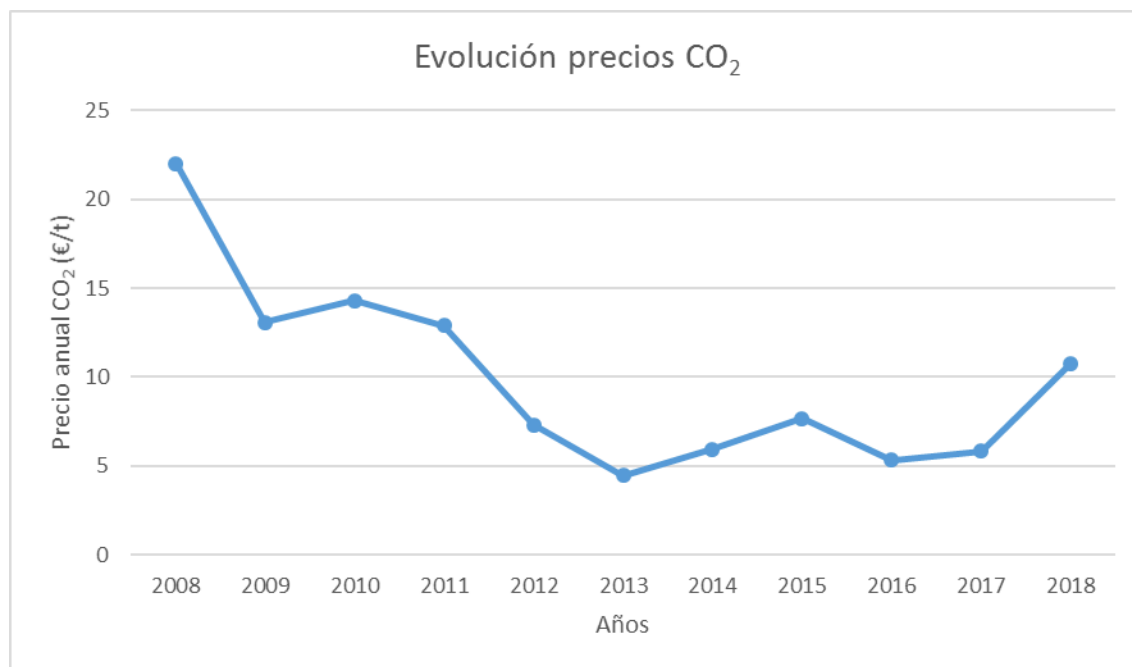


Figura 13: Evolución de los precios de CO₂ por tonelada desde el 2008 hasta 2018 (precio medio de los primeros 4 meses) de SENDECO₂.

Para la valoración económica del servicio de la captura de carbono, se ha tomado un valor de 13 €/t de CO₂, que corresponde a la media del rango de los años representados en la Figura 13.

La valoración del servicio de captura de carbono resulta 650.000 €, valor acumulado para un plazo de 25 años.

3.3. Purificación de agua

En relación con el servicio de purificación de agua, se determina la población beneficiada por dicho servicio. Se ha considerado la población dentro de la zona de influencia del embalse, determinada por los municipios más cercanos. En la Tabla 13 se muestran los municipios y su población, de acuerdo con el censo del 2017 INE (Instituto Nacional de Estadística).

Tabla 13: Población de los municipios de la zona influencia del embalse.

Municipio	Población
Zarzuela de Jadraque	39
Hiendelaencina	117
Congostrina	18
Villares del Jadraque	52
La Toba	103
San Andrés del Congosto	75
Total	404

Se considera la valoración económica de los beneficios ambientales de la mejora de la calidad del agua debido a la repoblación, que es una actuación que favorece la mejora o el mantenimiento de la buena calidad del agua. Los beneficios derivados de la mejora de la calidad del agua por persona se han tomado del estudio que estima esta mejora en aplicación de la Directiva Marco de agua, que calculan un beneficio entre 11,57 y 14 euros por persona y año para los niveles de calidad bueno y muy bueno, respectivamente (Ortega *et al.*, 2009).

En la valoración económica de la mejora de la calidad del agua, en este trabajo, se toma el valor de 14 € para una población total de 404 habitantes, según datos de censo del INE en el 2017, resultando un valor monetario anual de 5.656 €.

3.4. Provisión de agua

El servicio de provisión de agua se valora según la superficie (ha) y las demandas brutas ($\text{hm}^3/\text{año}$) para las unidades de

demanda agraria (UDA) y las unidades de demanda urbana (UDU), respectivamente. Los datos de consumo y superficie regable disponibles del año 2016 se toman del Anejo de Usos y demandas (Anejo 3) del Plan hidrológico de cuenca de la parte española de la Demarcación Hidrológica del Tajo (CHT, 2015).

Se asigna un precio por la provisión de agua que varía según el uso del agua. El precio medio del servicio de abastecimiento de agua para uso urbano se toma un valor de 0,8 €, dentro del rango entre 0,70 y 1€ entre el que varía el precio del metro cúbico captado, de acuerdo con la Encuesta nacional XI de agua potable y saneamiento del 2008 (AES y AGA, 2010). El precio para uso agrario se toma como referencia de los cánones de regulación del sistema Sorbe aprobado en el 2014, el valor de 27,73 €/ha, del canon de regulación para beneficiarios de riego (CHT, 2014). El resultado del producto de la superficie de cada UDA o el consumo de cada UDU por el precio unitario de cada uno se puede comprobar en la Tabla 14.

Tabla 14: Valoración económica de la provisión de agua.

UDA	Superficie (ha)	Valoración económica (€)
Z.R. del Bornova (SAT03R01)	2.143	59.425,39
Z.R. del Canal de Henares (SAT03R03)	6.389,70	177.186,38
UDU	Demanda bruta (hm³/año)	Valoración económica (€)
Mancomunidad Aguas del Bornova (SAT03A05)	0,685	548.000
Cabecera del Bornova (SAT03A04)	0,160	128.000

La valoración económica de la provisión de agua del embalse de Alcorlo resulta un valor de 912.611,77 € al año.

3.5. Servicios recreativos

El embalse de Alcorlo cuenta con una calidad de agua clasificada como excelente, según el informe de calidad de las aguas de baño en España del 2016 (Palau, M., y González, S., 2017), y además de los usos de abastecimiento y riego mencionados y valorados en el servicio de provisión, se permite en el embalse la navegación con motor. La pesca es una de las actividades de ocio de gran interés en el embalse, por ser un embalse con aguas trucheras en el que se autoriza el empleo de las embarcaciones para la pesca (DOCM 20, 2017). También se puede incluir la caza, ya que es una Zona de Caza Controlada Embalse de Alcorlo de 592 ha (Gabaldón, 2011).

Como se ha podido observar, los servicios recreativos asociados del embalse pueden resultar de gran interés por lo que se considera necesario incluirlos en la valoración de los servicios ecosistémicos. Este servicio se valora con el método indirecto de coste de viaje, que son los gastos que incurre el visitante por el desplazamiento. Este método estima la función de demanda del servicio, considerado de uso directo, relacionado con el número de visitas (cantidad demandada) con el coste de desplazamiento (precio); y con el que se podría estimar también, los cambios que se producirían en el excedente del consumido por la modificación del bien (Salazar, 1997).

En este trabajo, se determina un coste de viaje de 20 € por visitante y se analiza un rango de visitantes entre 5.000 y 25.000, que se muestra en la Tabla 15.

Tabla 15: Análisis de sensibilidad con la relación entre el número de visitantes y su valoración económica.

Número de visitantes al año	Valoración económica (€)
5.000	100.000
10.0000	200.000
15.000	300.000
20.000	400.000
25.000	500.000

Para la valoración económica de este servicio junto al resto de los servicios ecosistémicos analizados, debido a la falta de información al respecto del número de visitantes al año, se determina un número cauto de 10.000 visitantes al año con una valoración anual de 200.000 €.

3.6. Valor económico total

El valor económico total (VET) es la agregación de todos los servicios ecosistémicos. En este trabajo, se tienen en cuenta para el VET, los servicios ecosistémicos identificados como prioritarios.

Se han valorado cinco servicios ecosistémicos, mostrados anteriormente en la Tabla 9, pero dos de ellos (Regulación de la erosión del suelo y Secuestro de agua) tienen un valor acumulado en el plazo evaluado de 25 años; mientras que los otros tres servicios restantes (Purificación de agua, Provisión de agua, y Servicios recreativos) presentan un valor anual. Por lo que es necesario calcular todos los servicios en valores homogéneos. Se presentan los valores económicos de los servicios ecosistémicos como el valor actual neto (VAN) y coste anual equivalente (CAE) con una tasa de interés del 2%, una tasa de interés baja para establecer precios constantes, y un plazo de pago anual de 25 años, en la Tabla 16.

Tabla 16: Valoración del Valor Económico Total de los servicios ecosistémicos

Servicio ecosistémico	VAN (€)	CAE (€)
Regulación de la erosión del suelo	3.597.440,00	184.262,45
Secuestro de carbono	650.000,00	33.293,28
Purificación de agua	110.424,67	5.656,00
Provisión de agua	17.817.336,17	912.611,77
Servicios recreativos	3.904.691,29	200.000,00
Total	26.079.892,13	1.335.823,51

3.7. Análisis coste-beneficio

Este análisis consiste en comparar el coste del proyecto de repoblación forestal analizado respecto a los beneficios económicos derivados de este proyecto.

El proyecto tiene un coste de inversión total de 4.243.205,89 €, considerado como el valor actual neto, frente a los servicios ecosistémicos valorados que tienen un VET de 26.079.892,13 €; lo que resulta un ratio beneficio/coste mayor de 6, es decir, un beneficio de 6 € por cada euro invertido. Si se consideran los servicios ecosistémicos valorados debidos o aumentados significativamente o directamente por la repoblación forestal proyectada, que son los servicios de regulación de la erosión del suelo, secuestro de carbono y purificación de agua; el beneficio obtenido supera el coste de inversión del proyecto hidrológico-forestal.

El servicio de provisión de agua, que es el servicio con mayor valoración, por si solo supera el coste de inversión del proyecto, aunque la repoblación forestal ayuda a mantener este servicio como prolongación de la vida útil, sin afectar su valoración relevantemente.

Los servicios recreativos no se han valorado según el cambio que produce en el paisaje y condiciones del ecosistema debido a la repoblación forestal, por la dificultad que supone y la falta de información para poder realizarlo.

4. DISCUSIÓN

La propuesta metodológica presentada simplifica el proceso de valoración de los servicios ecosistémicos por la dificultad que conlleva la valoración de cada servicio del ecosistema. Además, en este trabajo se valoran los servicios ecosistémicos que proporcionará un proyecto y se trata de cuantificar los cambios en los servicios valorados por el proyecto que resulta más difícil que la cuantificación de los activos naturales de un ecosistema dado en un momento concreto.

No se han valorado todos los servicios ecosistémicos posibles, aunque se puede asumir que en la valoración realizada se han tenido en cuenta la mayor parte de ellos. Uno de los servicios ecosistémicos que resultaría de interés valorar es el servicio base de provisión de hábitat por el cambio de hábitat entre matorral y bosque mixto, que no se ha podido valorar y queda fuera del alcance establecido en este trabajo.

Se ha realizado la valoración para el plazo de tiempo de 25 años, ya que más años no tienen sentido realizarlo por la incertidumbre que incumbe un plazo tan largo y, también, porque supone un plazo mayor del considerado de una generación. Se han supuesto precios e indicadores anuales constantes a lo largo del plazo establecido de 25 años para simplificar la valoración, aunque se debería tener en cuenta la variación de los precios, así como la variación de la provisión de los servicios

ecosistémicos a lo largo del tiempo. Se podría proponer una valoración por rangos de valores y tramos de tiempo (cada cinco años, por ejemplo) para obtener un resultado más exacto, pero no se busca la exactitud en la valoración, más bien un resultado razonado y comparable entre posibles alternativas de un proyecto.

La valoración de los servicios ecosistémicos se ha realizado de forma cauta, con valores monetarios escogidos generalmente inferiores. Por lo que, el valor económico total calculado es probablemente inferior al que se podría llegar a obtener.

A continuación, se menciona la problemática encontrada más destacable en la valoración de cada servicio ecosistémico prioritario.

El servicio de regulación de la erosión del suelo se ha estimado para un periodo de 25 años, considerando solo un valor para el factor de vegetación (factor C) del modelo USLE, sin tener en cuenta el desarrollo de la vegetación, por lo que se ha optado por el valor menor para los bosques. El cálculo de los demás factores se ha realizado según las unidades de repoblación (suelos y rango de pendientes) que presenta el proyecto, lo que podría mejorarse con el uso de sistemas de información geográfico (SIG) y el uso de modelos digitales del terreno (MDT) para el cálculo del factor topográfico (factor LS). El precio estimado de dragado de 14 €/m³ se ha tomado de un proyecto con un dragado tres veces mayor, por lo que, por economía de escala del proyecto evaluado, el coste por m³

resultaría mayor al decidido. Este valor sirve de referencia ya que el cálculo del dragado de un embalse ya supone un proyecto en sí mismo.

El secuestro de carbono valorado no se ha tenido en cuenta el almacenamiento de carbono de la vegetación preexistente, en la mayor parte de la superficie ocupado por matorral, que se considera reducido frente al secuestro de carbono evaluado por la repoblación. También, se debe tener en cuenta la fluctuación en el mercado de derechos de emisión, que el precio elegido es superior a la media del periodo evaluado, pero inferior al precio que se estima que subirá la tonelada de CO₂.

El servicio de purificación de agua se evalúa como la mejora de la calidad del agua y se valora con un método contingente que resulta un valor muy reducido, denotando la baja valoración de la calidad ambiental por parte de la sociedad. La población favorecida se ha realizado según la población de los municipios más cercanos al embalse, se podrían ampliar el radio de población contemplada pero no aumentaría mucho el valor estimado por la baja densidad poblacional.

La provisión de agua debida al embalse se ha incluido en la valoración, aunque no sea afectada significativamente por la repoblación forestal, pero es el servicio principal que presta el embalse y la repoblación forestal se realiza con el objeto de la protección del aterramiento del

embalse. Se puede decir que el servicio de provisión de agua se mantendrá más tiempo gracias a la repoblación forestal que prolonga la vida útil del embalse.

Los servicios recreativos se han valorado estimando el número de visitantes posibles al embalse en un año, por la falta de información al respecto. Para obtener un dato más exacto del número de visitantes o pescadores al embalse, habría que realizar un importante trabajo de campo, como la realización de encuesta, que por el tiempo y los costes necesarios para llevarlo a cabo queda fuera del alcance de este trabajo. Otro método al que podría recurrirse en caso de tener más información y más detallada, sería valorar el principal servicio de ocio, la pesca, que como se ha podido comprobar por diversos grupos y foros de pescadores tiene gran atractivo en el embalse de Alcorlo. La pesca como servicio recreativo se pueda estimar por el número de pescadores que visitan el embalse y la población de peces del embalse o los peces pescados, por medio del precio de licencias de pesca, equipamiento necesario para pescar, precio de mercado de los peces, etc.

5. CONCLUSIONES

La valoración económica de los servicios ecosistémicos es una tarea compleja, pero que se puede llevar a cabo adecuadamente con la información disponible en los proyectos y la necesaria para la evaluación de

impacto ambiental, información más detallada de la que se ha podido contar en este trabajo; y los principios mostrados en este trabajo. La metodología planteada que comprende las fases de recopilación de información (fase 1 y 2), la identificación de servicios ecosistémicos (fase 3) y la valoración de los servicios identificados (fase 4); permite desarrollar el proceso de valoración de los servicios ecosistémicos afectados por un proyecto.

La valoración de los servicios ecosistémicos es una herramienta válida y útil para el análisis de alternativas de un proyecto y evaluar el cambio del servicio ambiental provisto por un bien. Los beneficios económicos provistos por un proyecto pueden ser un motivo más de justificación de una alternativa de un proyecto. Se podría añadir la valoración de los servicios ecosistémicos como complemento a la evaluación de impacto ambiental, ya que con la información de esta última se puede abordar la valoración de servicios del ecosistema.

La valoración de servicios ecosistémicos a nivel empresarial se trata de un tema novedoso, lo que implica pocos datos, pero a su vez de gran interés tanto para la empresa como la Administración y la sociedad. Para la empresa porque se trata de una herramienta de ayuda en el proceso de toma de decisiones y una herramienta útil para el análisis de alternativas de un proyecto. Para la Administración porque les permite tomar

decisiones en relación con la Declaraciones de Impacto Ambiental con un mayor grado de exactitud, teniendo en cuenta el ecosistema en su conjunto, en vez de cada uno de los componentes de forma individual, y de los servicios que presta al ser humano. Para la sociedad porque le permite valorar de una forma más completa los ecosistemas.

A nivel particular, para este proyecto, aunque suponga una gran inversión financiera inicial se ha podido comprobar que los beneficios económicos generados por los servicios ecosistémicos son superiores que dicha inversión. A nivel general, la valoración monetaria de los servicios ecosistémicos permite comparar el coste de inversión de un proyecto ambiental respecto a los beneficios económicos derivados de este, es decir, establecer una relación coste-beneficio. Además, permite valorar económicamente las alternativas de un proyecto ambiental en función de sus servicios ecosistémicos y calcular los cambios en los ecosistemas asociados a un proyecto, en otras palabras, realizar un análisis de compensación para cada alternativa.

Finalmente, se concluye que los proyectos ambientales, además de una mejora ambiental, conllevan un beneficio económico para el conjunto de la sociedad, especialmente para el entorno en el que sitúa un proyecto. Este beneficio económico generado por un proyecto se puede evaluar y valorar en términos monetarios gracias a la

valoración de los servicios ecosistémicos presentada.

6. BIBLIOGRAFÍA

- AEAS, AGA (2010). *Suministro de agua potable y saneamiento en España 2008*. XI Encuesta Nacional.
- Bascones, L., González, F., Martínez, F. (1978) *Mapa geológico de España. Escala 1:50.000. Hoja 460*. MAGNA 50 (Segunda serie – Primera edición). Instituto Geológico y Minero de España, Madrid.
- BOE, 2001. *Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional*. Boletín Oficial del Estado núm. 161 de 6 de julio de 2001.
- BOE, 2009. *Anuncio de la Confederación Hidrográfica del Tajo de Información Pública del Proyecto de Repoblación Forestal del Monte Protector del Embalse del Alcorlo (Guadalajara)*. Boletín Oficial del Estado núm. 217 de 8 de septiembre de 2009.
- BOE, 2011. *Resolución de 19 de mayo de 2011, de la Secretaría de Estado de Cambio Climático, por la que se formula declaración de impacto ambiental del proyecto Restauración hidrológico-forestal de la cuenca del embalse de Alcorlo, Guadalajara*. Boletín Oficial del Estado núm. 134 de 6 de junio de 2011.
- Brouwer, R., Brander, L., Kuik, O., Papyrakis, E., Bateman, I. (2013). *A*

- synthesis of approaches to assess and value ecosystem services in the EU in the context of TEEB*. Informe final. Universidad de Ámsterdam, Instituto de Estudios Ambientales.
- Comisión Europea (2010). *Plan de acción de la UE sobre biodiversidad: Evaluación de 2010*. Oficina de publicaciones de la Unión Europea, Luxemburgo
- Comisión Europea (2011a). *Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural*. Comunicación de la comisión al parlamento europeo, al consejo, al comité económico y social europeo y al comité de las regiones, Bruselas.
- Comisión Europea (2011b). *Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad hasta 2020*. Oficina de publicaciones de la Unión Europea, Luxemburgo
- Comisión Europea (2014). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. Segundo reporte. Oficina de publicaciones de la Unión Europea, Luxemburgo.
- Confederación Hidrográfica del Segura (2009). *Informe de viabilidad de la segunda fase del dragado del embalse del Azud de Ojós y adecuación ambiental de su entorno, Murcia*. Informes de Viabilidad de Infraestructuras Hidráulicas: Demarcación Hidrográfica del Segura. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio ambiente, Madrid.
- Confederación Hidrográfica del Tajo (2011a). *Informe de viabilidad del proyecto de repoblación forestal del monte protector del embalse de Alcorlo (Guadalajara)*. Informes de Viabilidad de Infraestructuras Hidráulicas: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio ambiente, Madrid.
- Confederación Hidrográfica del Tajo (2011b). *Pliego de prescripciones técnicas para el contrato de servicios para las labores de explotación, mantenimiento y conservación de las presas de Alcorlo, Beleña, Pálmaces, El Atance, La Tajera, Entrepeñas, Buendía y dique de Pareja (Cuenca y Guadalajara)*. Anejo nº1 – Descripción de las Presas: Fichas técnicas. Licitaciones. Confederación Hidrográfica del Tajo, Guadalajara.
- Confederación Hidrográfica del Tajo (2014). *Aprobaciones Tarifas 2014. Aprobaciones TUAS y Cánones*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Confederación Hidrográfica del Tajo (2015). *Plan hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo 2015-2021*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- DOCM (2017). *Orden 4/2017, de 24 de enero, de la Consejería de Agricultura,*

- Medio Ambiente y Desarrollo Rural, de Vedas de Pesca de 2017*. Diario Oficial de Castilla - La Mancha núm. 20 de 30 de enero de 2017.
- Eftec (2005). *The Economic, Social and Ecological Value of Ecosystem Services: A Literature Review*. Informe final para el Departamento de Medio Ambiente, Alimentación y Asuntos Rurales.
- Eftec, ECNC, UAntwerp, CEEWEB (2017) *Promotion of ecosystem restoration in the context of the EU biodiversity strategy to 2020*. Informe a la Comisión Europea y DG-Environment.
- Esteban, F. (2010). *Valoración de los activos naturales de España*. Ambiente 91, pp. 76-92.
- FAO (2010). *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Términos y definiciones*. Programa de evaluación de los recursos forestales. Documento de trabajo 144/S. Departamento forestal de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma.
- Gabaldón, M. (2011). *La caza y la pesca en Castilla-La Mancha*. Foresta nº47-48 Especial Castilla La Mancha, pp. 234-240.
- La Notte, A., Maes, J., Thieu, V., Bouraoui, F., Masi, F. (2012). *Biophysical Assessment and Monetary Valuation of Ecosystem Services. Scenario analysis for the case of water purification in Europe*. Joint Research Centre, Ispra, pp. 72.
- Maes, J., Teller A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos, F., Paracchini, ML., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, PH., Condé, S., Schägner, JP., San Miguel, J., Estreguil, C., Ostermann, O., Barredo, JI., Pereira, HM., Stott, A., Laporte, V., Meiner, A., Olah, B., Royo, Gelabert, E., Spyropoulou, R., Petersen, JE., Maguire, C., Zal, N., Achilleos, E., Rubin, A., Ledoux, L., Brown, C., Raes, C., Jacobs, S., Vandewalle, M., Connor, D., Bidoglio, G. (2013). *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020*. Oficina de publicaciones de la Unión Europea, Luxemburgo
- ICONA (1982). *Mapa de Estados Erosivos. Cuenca Hidrográfica del Guadalquivir* (Primer Inventario Nacional de Erosión). Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio ambiente, Madrid.
- MAPAMA (1998). *Mapa Forestal de España. Escala 1:50.000. Mapa Forestal de Guadalajara (MFE50-19)*. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- MAPAMA y OECC (2015). *Guía para la estimación de absorciones de dióxido de carbono*. Versión 2. Ministerio de

- Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Montero, G., Ruiz-Peinado, R., Muñoz, M. (2005). *Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria, La Coruña.
- Muñoz, J., Archilla, R., Rey, J. M. (1989). *El clima de la provincia de Guadalajara*. Paralelo 37. Número 13, p. 227-251.
- Ortega, J., Berbel, J., Brouwer, R. (2009). *Valoración económica de los beneficios ambientales de no mercado derivados de la mejora de la calidad del agua: una estimación en aplicación de la Directiva Marco del Agua al Guadalquivir*. Economía Agraria y Recursos Naturales, vol. 9, pp. 65-89.
- Palau, M., González, S. (2017). *Calidad de las aguas de baño en España, 2016*. Informe técnico de calidad de aguas de baño de España 2016. Ministerio de Sanidad, Servicios Sociales e Igualdad, Madrid.
- Pardos, J.A. (2010). *Los ecosistemas forestales y el secuestro de carbono ante el calentamiento global*. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria Ministerio de Ciencia e Innovación.
- Roldan, M. y Fernández, J.A. (1993). *La USLE en la planificación hidrológica-forestal*. Acta del I Congreso Forestal Español -20, pp. 127-132, Pontevedra.
- Salazar, S. (1997). *Los métodos indirectos del coste de viaje y de los precios hedónicos: Una aproximación*. Economía Agraria, nº179, pp. 167-190.
- Schargel, R. y Delgado, F. (1990). *Características y manejo de los suelos utilizados en la producción de carne en Venezuela*. En Plasse, D., Peña de Borsotti, N., eds. *VI Cursillo sobre Bovinos de Carne*. FCV-UCV, Maracay.
- TEEB (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: TEEB for business*.
- WBCSD, 2011. *Guía para la Valoración Corporativa de los Ecosistemas. Un marco para mejorar la toma de decisiones empresariales*. WBCSD, Ginebra.
- www.ine.es. (Instituto Nacional de Estadística) *Cifras oficiales de población resultantes de la revisión del Padrón municipal a 1 de enero*. <http://www.ine.es/jaxiT3/Tabla.htm?t=2872&L=0>. Accedido en 04 de mayo de 2018
- www.mapama.gob.es (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente). *¿Qué es el comercio de derechos de emisión?* <http://www.mapama.gob.es/es/cambio-climatico/temas/comercio-de-derechos-de-emision/que-es-el->

comercio-de-derechos-de-emision/.

Accedido en 04 de mayo de 2018.

www.mapama.gob.es (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente). *Geoportal. Ficha del SNCZI-IPE (Sistema Nacional de Cartografía de Zonas Inundables – Inventario de Presas). Embalses.*

http://sig.mapama.es/93/ClienteWS/snczi/default.aspx?nombre=EMBALSE&claves=REF_CEH&valores=3287.

Accedido en 28 de abril de 2018.

www.mapama.gob.es (Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente). *Sistema de Información Geográfico de Datos Agrario (SIGA).*

<http://sig.mapama.es/siga/>. Accedido en 28 de abril de 2018.

www.sendeco2.com. *Precios CO2.*

<http://www.sendeco2.com/es/precios-co2>. Accedido en 04 de mayo de 2018.

www.seprem.es (Sociedad Española de Presas y Embalses). *Inventario de Presas: Presas españolas. Presa de Alcorlo.*

<http://www.seprem.es/ficha.php?idpresa=35>. Accedido en 28 de abril de 2018.

ANEJOS

Anejo I: Modelo USLE

El modelo USLE constituye la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo del USDA americano, desarrollado por Wischemeir y Smith, que ha servido para trabajar en numerosos proyectos de Hidrología en España. El modelo USLE se puede utilizar para predecir la tasa de pérdida de suelo a largo plazo ocasionada por la erosión laminar y en regueros, aunque no aporta valores absolutos ni tampoco estima apropiadamente valores de pérdidas de suelo relacionadas con tormentas aisladas. A partir de este método, se puede estimar las variaciones ocasionadas por la actividad antrópica y proponer métodos de conservación (Roldan y Fernandez, 1992).

Este modelo paramétrico, en el que intervienen los principales factores de los procesos erosivos, tiene la conocida expresión siguiente:

$$A=R*K*LS*C*P$$

A: son las pérdidas de suelo expresadas en (t/ha*año)

R: es el índice de erosividad (hJ*cm/m²*h)

K: es el factor de erodibilidad (t*m²*h/ha*hJ*cm)

L·S: es el factor topográfico conjunto (adimensional)

C: es el factor usos del suelo o de vegetación (adimensional)

P: es el factor prácticas de conservación de suelos agrícolas (adimensional)

El factor R de la USLE corresponde al factor pluvial o índice de erosión pluvial, que se define como la capacidad potencial de la lluvia para producir erosión. El factor R en la zona del embalse es de 110 hJ*cm/m²*h, la cual se puede consultar en el visor de Sistema de Información Geográfico de Datos Agrarios (SIGA) en la caracterización agroclimática, capa del factor R, a partir de mapas de iso-R.

El factor k de la USLE, es el valor de erosionabilidad, que se define como el valor de la erosión por el índice de erosión pluvial para un suelo determinado con las condiciones de la parcela “*standard*” o “USLE”. El factor K t*m²*h/ha*hJ*cm, se ha adoptado según los valores medios obtenidos de la publicación del ICONA (1982), mostrados en la **Tabla 17**

Tabla 17: Tabla de erodibilidad de las litofacies, tabla del factor K según tipo suelo. Tomado de ICONA, 1982.

Litofacies	Rango del factor K (Máx-Mín)
1. Rocas correspondientes al estrato cristalino (granitos, gneis...) y rocas basálticas.	- 0.15
2. Rocas silíceas compactas (metamórficas, areniscas, duras, cuarcitas)	0.10 – 0.25
3. Rocas sedimentarias bien consolidadas (calizas duras, dolomías, calcarenitas)	0.20 – 0.40
4. Rocas sedimentarias blandas (margas, yesos, formaciones flysh, calizas poco consolidadas, areniscas disgregables...)	0.40 – 0.60
5. Rocas cuaternarias (depósitos recientes)	0.40 – 1.0

Los valores adoptados para los suelos de la zona de estudio se muestran a continuación (**Tabla 18**).

Tabla 18: Valores del factor K de los suelos de la zona de actuación.

Descripción	Superficie (ha)	Tipo*	Factor K
Terrenos silíceos	684,38	1-2	0,15
Terrenos calizos	154,62	3-4	0,40
Aluvial y terraza inferior	14,44	5	0,70

El factor LS de la USLE corresponde al factor topográfico, que está compuesto por dos factores: el factor L que hace referencia a la longitud de la ladera y el factor S que hace

referencia a la pendiente. Los valores del factor LS para los rangos de pendiente definidas según las zonas de repoblación, se muestran en la **Tabla 19**.

Tabla 19: Valores asignados del factor LS para los rangos de pendiente.

Rango de pendiente	Factor LS
0 – 30 %:	2,5
30 – 65 %:	9
0 – 65 %:	6

El factor C de la USLE corresponde al factor vegetación, que es la relación entre las pérdidas de suelo en una ladera con una vegetación determinada y la pérdida de suelo para la ladera, pero en condiciones de barbecho continuo y con en el mismo tipo de suelo y en condiciones idénticas. Para este

factor se han adoptado los valores medios obtenidos de la publicación del ICONA (1982). Se ha tomado un valor del factor C de 0,20 para la vegetación actual, matorral, y un valor del factor C de 0,03 para la vegetación futura de la repoblación forestal.

Tabla 20: Factor C según usos del suelo. Tomado de ICONA, 1982.

Usos del suelo	Factor C
Arbolado con FCC: 20% - 70%	0.03
Arbolado con FCC > 70%	0,01
Arbolado con matorral	0,04
Matorral con arbustos, FCC < 70%	0,20
Matorral con arbustos, FCC > 70%	0,10
Pastizal con matorral	0,15
Pastizal	0,10
Cultivos arbóreos de secano	0,40
Cultivos anuales y herbáceos	0,25
Cultivos de regadío	0,04
Improductivo (poblaciones, embalses)	1,00

Anejo II: Secuestro de carbono

Los bosques desempeñan un papel fundamental en el ciclo del carbono, debido a que incorporan el dióxido de carbono atmosférico a medida que crecen y lo almacenan en sus tejidos (Pardos, 2010). El balance entre el carbono acumulado en el árbol y el liberado por el desprendimiento y descomposición de sus partes, determinan la fijación neta de carbono por el árbol. Este balance se puede realizar con el de masa forestal, incluyendo el balance neto de todas las especies forestales que componen la masa forestal (Montero *et.al.*, 2005).

El potencial de secuestro de carbono de una masa forestal depende de la composición de especies, estructura y clase de edad, así como características de la estación (factores climáticos, edáficos y fisiográfico) y de gestión de la masa forestal (Pardo, 2010).

Se ha estimado la absorción acumulada de CO₂ de acuerdo con la metodología de cálculo *ex ante*, recogido en la guía para la estimación de absorciones de dióxido de carbono (2015). Este método de cálculo se basa en la determinación de las absorciones de dióxido de carbono por pie plantado, para aplicar esta estimación de la absorción de CO₂ a todo el proyecto según el número de pies que se espera que permanezcan al final de periodo de permanencia considerado. El método tiene en cuenta la variación de las reservas de carbono en la biomasa viva sobre el suelo y bajo el suelo por pie. La fórmula utilizada que expresa la variación de las

reservas de carbono para el cálculo *ex ante* es la siguiente:

$$\Delta C_{pie} = \Delta C_{BV} = \Delta C_{CRECIMIENTO} = \sum [Vn_{cc} \cdot FC \cdot FEB \cdot D \cdot (1 + R)]$$

n: nº de años (edad del ejemplar)

V_{ncc}: volumen maderable con corteza según especie para el año en m³

FC: fracción de carbono de la materia seca, en t C/tm.s.

FEB: factor de expansión de biomasa para convertir el incremento neto anual (incluida la corteza) en incremento de biomasa arbórea sobre el suelo, sin dimensiones.

D: densidad madera básica, en t m.s./m³

R: relación raíz-vástago, sin dimensiones.

Esta metodología permite estimar la absorción acumulada de una especie concreta para un periodo determinado. A nivel de proyecto hay que calcular las absorciones de cada pie según especie, por el número de pies que se prevé que exista al final de dicho periodo.

El método de valoración utilizado es un método directo con valor de mercado, determinado por el coste del comercio derechos de emisión de dióxido de carbono, que es un instrumento que crea un incentivo o desincentivo económico para alcanzar un beneficio medioambiental. Los derechos de emisión, es el derecho que tiene una instalación de emitir una determinada cantidad de gases a la atmósfera y son

transferibles, es decir, se pueden vender o comprar, según el apartado “¿Qué es el

comercio de derechos de emisión?” de la página del MAPAMA.

**UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS**



**Máster oficial de hidrología
y gestión de recursos hídricos**

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

**Análisis de los efectos de inundación sobre la cuenca del
Río Palo, Departamento de Cauca-Colombia.**

*Analysis of flood effects on the river Palo watershed,
Department of Cauca-Colombia*

AUTORA:

Juliana Uribe Aguado

DIRECTOR:

Juan Antonio Pascual

Alcalá de Henares, 21 de Mayo del 2018

INDICE

RESUMEN.....	311
1. INTRODUCCIÓN.....	311
2. METODOLOGÍA.....	314
2.1. Fase 1: Análisis preliminar de la información existente y delimitación el área de estudio.....	314
2.2. Fase 2: Elaboración del modelo de cuenca con ArcGIS-HEC-HMS	316
2.2.1. Tratamiento de datos de partida	316
2.2.2. Cálculo del número de curva	317
2.2.3. Cálculo del flujo base	319
2.3. Fase 3: Definición de geometría de cauces y estimación del número de Manning	319
2.4. Fase 4: Definición de Hietogramas	321
2.5. Fase 5: Creación del proyecto en HEC-HMS, calibración y simulación de escenarios propuestos ..	322
2.6. Fase 6: Modelo de tránsito de la creciente en HEC-RAS sobre el área potencialmente inundable	324
3. RESULTADOS	325
3.1. Delimitación del área de estudio	325
3.2. Características de la zona de estudio	326
3.3. Validación de datos y cálculo de flujo base	332
3.4. Hietogramas de precipitación y calibración.....	333
3.5. Simulación de escenarios.....	336
3.6. Tránsito de la creciente en el área potencialmente inundable aguas abajo del aforo- HEC-RAS	338
4. DISCUSIÓN	344
5. CONCLUSIONES	348
6. BIBLIOGRAFÍA	348
7. ANEXOS	352

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Estaciones hidrometeorológicas sobre el Río Palo-Cauca, Colombia	315
Tabla 2. Reclasificación de pendientes	317
Tabla 3. Asignación numeros primos-Cobertura vegetal	317
Tabla 4. Asignación numerous primos-Usos del suelo	318
Tabla 5. Ajuste número de Manning según cambios en el ancho de la sección transversal	320
Tabla 6. Número de Manning por tramo.....	321
Tabla 7. Ajuste de regression – Curvas IDF para Colombia	322
Tabla 8. Datos de entrada modelo simplificado HEC-HMS- Río Paila.....	325
Tabla 9. Características principals de las subcuencas Río Palo-Cauca, Colombia	327
Tabla 10. Cálculo de flujo base para cada subcuenca Río Palo-Cauca, Colombia	333
Tabla 11. Intensidad de la lluvia asociada a IDF- Estación Río Palo (Cód: 26040310).....	334
Tabla 12. Correspondencia de resultados Elevación maxima-Núcleos poblacionales-Utilizando el hidrograma de flujo uniforme ..	341
Tabla 13. Correpondencia de resultados Elevación maxima-Núcleos poblacionales-Utilizando el hidrograma de flujo lateral generado en HEC-HMS	342

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de ubicación cuenca del Río Palo-Cauca, Colombia.....	313
Figura 2. Perfil transversal de la estación Bocatoma Corriente Palo, Código 2604702. Fuente: IDEAM. 2012.....	315
Figura 3. Delimitación de área de estudio....	326
Figura 4. Zona de estudio Río Palo ArcGIS-HEC-HMS.....	327
Figura 5. Mapa de pendientes reclasificadas. Río Palo-Cauca, Colombia	329
Figura 6. Mapa de Tipos de Suelos según el Grupo Hidrológico. Río Palo-Cauca, Colombia	330
Figura 7. Mapa de Cobertura Vegetal. Río Palo-Cauca, Colombia.....	331
Figura 8. Mapa de Número de Curva. Río Palo-Cauca, Colombia.....	332
Figura 9. Curva Intensidad Duración Frecuencia Estación Río Palo (Cód: 2604310).....	334
Figura 10. Hidrograma de comparación entre caudal observado y simulado	335
Figura 11. Hidrograma de respuesta a la precipitación.....	335
Figura 12. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 2 años- Río Palo-Cauca, Colombia	336
Figura 13. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 5 años- Río Palo-Cauca, Colombia	336
Figura 14. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 10 años- Río Palo-Cauca, Colombia	336

Figura 15. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 25 años- Río Palo-Cauca, Colombia.....	336	Figura 25. Tránsito de la creciento HEC-RAS periodo de retorno 100 años- Río Palo-Cauca, Colombia. Utilizando flujo lateral (HEC-HMS) de entrada Río Paila.....	340
Figura 16. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 50 años- Río Palo-Cauca, Colombia.....	337	Figura 26. Localización de poblaciones afectadas Puerto Tejada.....	343
Figura 17. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 100 años- Río Palo-Cauca, Colombia.....	337	Figura 27. Área inundada según los registros de inundación municipio de Gueneche (2008)	344
Figura 18. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 250 años- Río Palo-Cauca, Colombia.....	337		
Figura 19. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 500 años- Río Palo-Cauca, Colombia.....	337		
Figura 20. Tránsito de la creciento HEC-RAS periodo de retorno 25 años- Río Palo-Cauca, Colombia. Utilizando flujo uniforme de entrada Río Paila	338		
Figura 21. Tránsito de la creciento HEC-RAS periodo de retorno 25 años- Río Palo-Cauca, Colombia. Utilizando flujo lateral (HEC-HMS) de entrada Río Paila.....	338		
Figura 22. Tránsito de la creciento HEC-RAS periodo de retorno 50 años- Río Palo-Cauca, Colombia. Utilizando flujo uniforme de entrada Río Paila.	339		
Figura 23. Tránsito de la creciento HEC-RAS periodo de retorno 50 años- Río Palo-Cauca, Colombia. Utilizando flujo lateral (HEC-HMS) de entrada Río Paila.....	339		
Figura 24. Tránsito de la creciento HEC-RAS periodo de retorno 100 años- Río Palo-			

ÍNDICE DE ABREVIATURAS

ArcGIS: Aeronautical Reconnaissance Coverage Geographic Information System.

ArcHydro: herramientas y modelos de ArcGIS que ayudan en la elaboración de análisis de datos geoespaciales y temporales.

CRC: Corporación Autónoma Regional del Cauca

EF: Función de eficiencia

ENSO: Fenómeno de Oscilación del Sur-el Niño

EOT: Esquema de Ordenamiento Territorial

HEC-HMS: Hydrologic Engineering Center-Hydrologic Modeling System

HEC-RAS: Hydrologic Engineering Center-River Analysis System.

HEC-GeoHMS: Hydrologic Engineering Center -The Geospatial Hydrologic Modeling Extension

HEC-GeoRAS: GIS tools for support HEC-RAS using ArcGIS.

IDEAM: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales

MDT: Modelo Digital del Terreno

NOF: Función de optimización normalizada

POMCH: Plan de Ordenamiento y Manejo de Cuenca Hidrográfica.

POT: Plan de Ordenamiento Territorial

SCS: Soil Conservation Service

RESUMEN

Con el fin de contribuir con la línea de ordenamiento del recurso hídrico nacional colombiano y frente a la continua problemática de inundaciones que se reporta actualmente en el país, en el presente Trabajo de Fin de Máster se realizó un análisis de la respuesta hidrológica frente a eventos de inundación de la cuenca del Río Palo, en el departamento del Cauca-Colombia. Mediante la utilización del software del *Hydrologic Engineering Center-Hydrologic Modeling System* (HEC-HMS) en la cuenca aforada y el software *Hydrologic Engineering Center -River Analysis System* (HEC-RAS) en la zona potencialmente inundable aguas abajo del aforo.

El procedimiento implementado consta de 6 fases en las que se estimó el número de curva a partir del algebra de mapas de: pendiente, tipos de suelo y cobertura vegetal, mediante el método de números primos. A continuación, se procedió a la modelación de la creciente generada para los periodos de retorno de 2, 10, 25, 50, 100, 250 y 500 años en el modelo HEC-HMS utilizando como referencia la guía para la modelización hidrológica con HEC-HMS de Pascual y Díaz, 2016. Por último, la creciente generada fue transitada aguas abajo del punto de aforo, mediante el uso de HEC-RAS.

Los resultados obtenidos indican que las poblaciones aledañas al cauce, principalmente

Puerto Tejada y Guachene, están en riesgo de sufrir los efectos de la inundación principalmente sobre el punto de confluencia con el Río Paila. El modelo generado está asociado a múltiples simplificaciones. Adicionalmente se evidencia que las medidas de gestión por parte de la Corporación Autónoma Regional del Cauca (CRC), deben estar encaminadas a la recuperación de la cobertura vegetal con el fin de reducir el volumen de escorrentía generado en la zona.

1. INTRODUCCIÓN

Colombia es un País de gran variabilidad estacional, en el que se presenta una distribución de la precipitación de tipo monomodal y bimodal. La ocurrencia de estos dos tipos de regímenes varía según la región, estando condicionadas por la altitud, la distancia al mar y la orografía entre otros (Guzman et al., 2014). El régimen de precipitación del país se ve influenciado además por el fenómeno de la oscilación del Sur-el Niño (ENSO), en el cual se produce un calentamiento atípico de las aguas superficiales en el centro-este del océano Pacífico tropical, que cambia la distribución de temperatura con respecto a la profundidad del océano. Durante este fenómeno se generan dos tipos de anomalías hidrológicas en Sudamérica: El Niño que genera sequías y reducción de caudales y La Niña en el que se incrementa el

régimen de lluvia a lo largo del territorio (Poveda y Mesa, 1996).

El fenómeno de La Niña enmarcado dentro del periodo 2010-2011, se consideró un fenómeno atípico dentro de las estaciones invernales, dado que generó niveles de precipitaciones superiores a los observados históricamente. Lo cual desencadenó inundaciones y desprendimientos de tierra por la saturación del suelo en diferentes puntos del territorio colombiano. Las regiones más afectadas corresponden a los departamentos con deficiencias en infraestructura y planeación territorial, dentro de las que se encuentran: la Depresión Momposina, el Canal del Dique, el Chocó Pacífico y La Mojana. También se evidenciaron impactos altos en la zona Chocó-Pacífico y niveles de intensidad intermedia en el Magdalena Medio, Sinú y Valle del Río Cauca (BID y CEPAL, 2012). Las pérdidas económicas estimadas fueron de aproximadamente 2.580 millones de Euros (Banco Mundial Colombia y GFDRR, 2012).

El análisis de la valoración de pérdidas de este evento, evidenció la necesidad existente de desarrollar programas para la gestión de las cuencas y la recuperación de las áreas afectadas por las inundaciones. Esto último debe traducirse en la generación de planes de manejo de cuencas a nivel nacional y local, teniendo en cuenta que deben considerarse como prioridad nacional: la evaluación de la cuenca del Río Magdalena y su sistema

cenagoso, la cuenca del Río Bogotá, la cuenca del Río Cauca y del Río Sinú (BID y CEPAL, 2012). En respuesta a ello las Corporaciones Autónomas Regionales han venido desarrollando los Planes de Ordenamiento y Manejo de Cuenca Hidrográfica (POMCH), correspondientes a las cuencas dentro de su jurisdicción (a 2018 se han elaborado 17 POMCH nacionales), sin embargo aún quedan 394 cuencas que son objeto de análisis de las cuales únicamente 92 ya empezaron el proceso de ordenación (<http://www.minambiente.gov.co>).

Como apoyo al proceso de ordenación y teniendo en cuenta que el uso de modelos matemáticos se ha convertido en una herramienta fundamental para la toma de decisiones (Mafla et al., 2016), en los últimos años se han desarrollado múltiples estudios de la modelación de crecientes sobre cuerpos de agua de interés nacional como son: el estudio de modelación hidrológica de la cuenca urbana de San Luis-Palogrande- en la ciudad de Manizales-Colombia, donde se estudia el efecto del incremento en la urbanización sobre la dinámica natural de la cuenca (Rey-Valencia y Zmbrano, 2017), el uso del software HEC-RAS y HEC-HMS para el análisis del comportamiento hidrológico tras eventos de inundación en la cuenca del Río Frio, en la zona Bananera del departamento de Magdalena-Colombia (Ramos y Pacheco, 2017), el estudio del Instituto de Hidrología,

Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM,) en el que se establecen protocolos para la emisión de pronósticos hidrológicos para prevenir a la población de las emergencias mediante modelos de simulación en HEC-HMS, HEC-RAS (Mena, 2014), la implementación de un modelo en HEC-RAS y su extensión *GIS tools for support HEC-RAS using ArcGIS* (HEC-GeoRAS), para establecer el riesgo de inundación sobre el margen izquierdo del Río Nima en el núcleo de población urbana de Palmira, del departamento del Valle del Cauca-Colombia (Materon et al., 2010), la utilización de HEC-HMS para la modelación hidrológica de caudales promedios mensuales en la cuenca del Río Yumbo, en el departamento del Valle del Cauca-Colombia (Carvajal, et al. , 2007) y la propuesta metodológica para la creación de mapas de inundación mediante el uso del software HEC-HMS y su extensión *Hydrologic Engineering Center -The Geospatial Hydrologic Modeling Extension* (HEC-GeoHMS) (Rodriguez et al., 2007), entre otros.

Con base en los trabajos previamente presentados y con el fin de contribuir con la línea de ordenación del recurso hídrico nacional, en el presente Trabajo de Fin de Máster se procede a la elaboración del análisis de inundación mediante la utilización del software HEC-HMS y HEC RAS, para determinar la respuesta hidrológica frente a

eventos de inundación de la cuenca del Río Palo, en el departamento del Cauca.

La cuenca del Río Palo fue seleccionada por ser una de las cuencas de mayor importancia en la región con una extensión total de 152.000 hectáreas, proveyendo agua para uso doméstico, agrícola, industrial, hidroeléctrico, recreación etc. Cruza por 8 municipios entre los que se encuentra: Toribio, Corinto, Jambaló, Padilla, Puerto tejada, Guachene y Villa Rica. (Figura 1) (<http://www.corpopalo.com>).



Figura 1. Mapa de ubicación cuenca del Río Palo-Cauca, Colombia.

Adicionalmente el Río Palo es el afluente de mayor aportación al caudal pico de crecientes sobre el Río Cauca, con un 11,8% de aportación media registrada en la estación la Victoria y 15,2% en la estación Juanchito (1967-2008) (ASOCARS- Universidad del Valle, 2013). A esta condición se le suma que, la cuenca presenta un proceso de deterioro ambiental identificada en los Esquemas de

Ordenamiento Territorial (EOT) de los municipios de Miranda, Puerto Tejada y Guachené, producido por: la presencia de vertimientos domésticos, agrícolas e industriales, la deforestación debida a la ampliación de la zona agrícola y la afectación del lecho debido a la extracción de materiales de construcción sobre las orillas (Alcaldía de Miranda, 2001), (Alcaldía Puerto Tejada, 2014), (MAVDT, 2008).

El efecto combinado de estos factores ha contribuido a que continúen registrándose desastres a nivel estructural y social en las poblaciones aledañas a la cuenca por efecto de las crecientes súbitas registradas. Dentro de estos eventos cabe mencionar: la alerta registrada en Puerto Tejada tras la creciete del Río Palo y el Río Paila en enero del 2017 (Periodico La Ultima, 2017), el desbordamiento del rio Palo reportado en el municipio de Toribio el pasado 21 de enero de 2017 (Noticias Caracol, 2017), el desastre ocurrido tras el desbordamiento del Río Paila (afluente principal del Río Palo) en el municipio de Corinto (Noticias Caracol, 2017) y los efectos generados en el municipio de Villa Rica por el desbordamiento de la quebrada Potoco (afluente del Río Palo) en abril de 2015 (Proclama, 2015).

Por otro lado, la cuenca cuenta con una alta variabilidad de pendientes (3%-50%) lo cual despiertan interés en el análisis y posee una

estación pluviométrica y una estación limnigráfica que permiten obtener datos con

frecuencia diaria y mensual, para la calibración e implementación del modelo HEC-HMS.

2. METODOLOGÍA

Con el fin de cumplir los objetivos propuestos se desarrolló la metodología, la cual consta de seis fases de ejecución: las primeras 5 se enfocan en la construcción de un modelo de transito de crecientes en la zona aforada de la cuenca del Río Palo, mediante la utilización de HEC-HMS y en la última fase se elabora un modelo en HEC-RAS sobre la zona potencialmente inundable, aguas abajo del aforo.

2.1 Fase 1: Análisis preliminar de la información existente y delimitación del área de estudio

Dentro de esta fase se solicitó a la CRC, la cartografía correspondiente a: Modelo de Elevación de Terreno Nacional (MDT), usos del suelo, pendientes, drenajes y cobertura vegetal. Adicionalmente se solicitó al IDEAM la información correspondiente a precipitaciones (totales, medias y máximas en 24 horas) diaria y/o mensual, temperatura, evaporación, régimen de caudales diarios y/o mensuales (medios, máximos y mínimos) y secciones transversales (ver

Tabla 1 y Figura 2).

Tabla 1 Estaciones hidrometereológicas sobre el Río Palo-Cauca, Colombia.

Codigo	Nombre	Categoría*	Municipio	Coordenadas	
				Longitud	Latitud
26040260	Toribio alertas	PM	Toribio	-76,26222	2,952361
26040310	Río Palo	PM	Caloto	-76,377833	3,070611
26045010	Ing. Bengala	CO	Puerto Tejada	-76,414472	3,262806
26047020	Bocatoma Río Palo	LG	Caloto	-76,3487778	3,061972
26040250	Corinto	PM	Corinto	-76,2476944	3,1791111

(*): PM: Pluviométrica, CO: Climatologica Ordinaria, LG: Limnigráfica. Fuente: IDEAM, 2017.

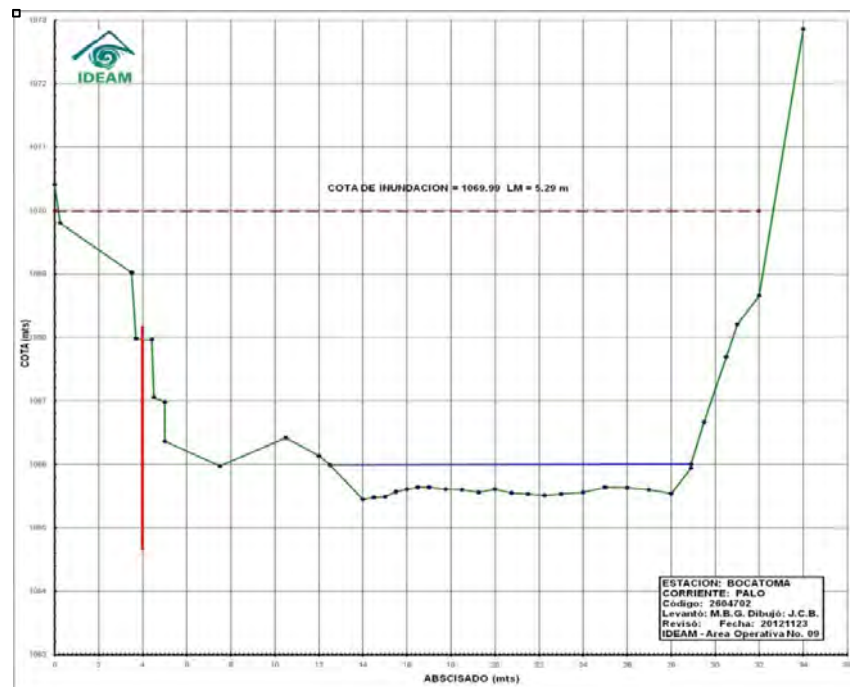


Figura 2 Perfil transversal de la estación Bocatoma Corriente Palo, Código 2604702. Fuente: IDEAM. 2012.

Con base en las estaciones meteorológicas disponibles, el área de estudio fue acotada al punto de cierre en el que se encuentra la estación limnigráfica Bocatoma Río Palo (Cod.

26047020), la cual permite desarrollar el análisis en HEC-HMS.

2.2 Fase 2: Elaboración del modelo de cuenca con ArcGIS-HEC-HMS

Para el desarrollo de esta fase se tomó como punto de partida la metodología para la aplicación práctica de los modelos HEC-HMS, propuesta por Pascual y Díaz, 2016.

2.2.1 Tratamiento de datos de partida:

En esta fase se creó un modelo mediante en el cual se delimitó la zona de análisis en el MDT y se afinó a la zona de estudio mediante el uso del software *Aeronautical Reconnaissance Coverage Geographic Information System* (ArcGIS), utilizando algunas de las herramientas existentes en HEC-GeoHMS. Las operaciones principales realizadas se describen a continuación:

- Nivelación de las depresiones y picos del terreno (*Fill Sinks*)
- Red de flujo: definición de la dirección de flujo (*Flow Direction*) y determinación de la acumulación del flujo (*Flow Accumulation*).
- Red de drenaje: delimitación de la red de drenaje (*Stream Definition*) y la división de la red en segmentos interconectados (*Stream Segmentation*).
- Zona de captación (Cuenca y subcuencas): delimitación de la zona de captación (*Catchment Grid Delineation*), la conversión a polígono

de la zona de captación generada (*Catchment Polygon Processing*), la creación de la línea de drenaje a partir de la red segmentada (*Drainage Line Processing*) y la delimitación de zonas de captación adicionales o subcuencas (*Adjoint Catchment Processing*).

A continuación, se creó un nuevo proyecto en el cual se delimitó la cuenca aforada del Río Palo con un punto de cierre sobre la estación de aforo se salida (Bocatoma- Código 26047020), como se mencionó anteriormente. Las subcuencas generadas fueron depuradas de acuerdo a la descripción cartográfica suministrada por la CRC.

Posteriormente se calculó para cada subcuenca: la corriente principal de flujo (*Longest Flow Path*), el centroide (*Basin Centroid*) y el centroide con base en la línea de flujo principal (*Centroidal Longest Flowpath*).

Por último, se definieron los procesos de cálculo de HEC-HMS y se obtienen las características principales de las subcuencas (longitud, pendiente, tiempo de concentración y tiempo de retardo) a partir de las siguientes ecuaciones:

$$T_c = \left[0.3 * \left(\frac{L}{i^{0.25}} \right)^{0.76} \right] \quad T_{lag} = 0,6 T_c$$

Donde:

Tc: tiempo de concentración (h)

Tlag: tiempo de retardo (h):

L: Longitud del recorrido más largo del agua en la subcuenca (km)

i: pendiente media del recorrido mas largo en la subcuenca $\left(\frac{m}{m}\right)$

2.2.2 Cálculo del número de curva:

A continuación se realizó el cálculo del número de curva para cada subcuenca, a partir del método de números primos (Ferrer et al., 1995).

Pendientes

Se ajustó el mapa de pendientes suministrado por la CRC, con el fin de reclasificarlas en pendientes mayores o menores al 3% y se asignó a cada valor un número primo.

Tabla 2. Reclasificación de pendientes.

Pendiente	Numero primo
Mayor al 3%	1
Menor al 3%	2

Reclasificación mapa Coberturas

Se reclasificó el mapa de coberturas, asignándoles a cada categoría un número primo correspondiente.

Tabla 3. Asignación números primos- Cobertura vegetal.

Cobertura	Número primo
Bosque natural	79
Bosque secundario	61
Cuerpos de agua	97
Cultivos permanentes	23
Cultivos permanentes, semipermanentes y transitorios	61
Parques Industriales	97
Pastos manejados	43
Pastos naturales	47
Rastrojos	79
Red Vial	97
SI	97
Vegetación de Paramo	79
Zona urbana	97

Reclasificación Hidrológica de suelo:

Se realizó una reclasificación del mapa de usos del suelo de acuerdo al grupo hidrológico y una posterior asignación del número primo correspondiente.

Tabla 4. Asignación números primos-Usos del suelo

Código	Descripción	Grupo Hidrológico	Numero primo
MRA	Suelos moderadamente profundos a superficiales, bien drenados, texturas moderadamente gruesas a finas, muy fuerte a fuertemente muy ácidos, alta saturación de aluminio, erosión moderada a severa y fertilidad baja a moderada.	B	5
MLA	Suelos profundos a superficiales, bien drenados, texturas moderadamente gruesas a moderadamente finas, muy fuerte a fuertemente ácidos, alta a moderada saturación de aluminio, erosión ligera a severa y fertilidad moderada a baja.	B	5
PWA	Suelos profundos a moderadamente profundos, bien drenados, texturas moderadamente gruesas a moderadamente finas, fuerte a moderadamente ácidos y fertilidad moderada a baja.	B	5
MHA	Suelos moderadamente profundos a superficiales, bien a pobremente drenados, texturas moderadamente gruesas y orgánicas, extremada a fuertemente ácidos, alta saturación de aluminio, erosión moderada y fertilidad baja.	C	7
MEA	Suelos superficiales a muy superficiales, bien drenados, texturas moderadamente gruesas a gruesas, muy fuerte a fuertemente ácidos, alta saturación de aluminio, erosión moderada y fertilidad baja.	B	5
MQA	Suelos superficiales a muy superficiales, moderadamente bien drenados a moderadamente excesivos, texturas moderadamente gruesas, muy fuerte a moderadamente ácidos, alta saturación de aluminio y fertilidad baja.	B	5

Fuente: Mapa de suelos- IDEAM, 2017

Con base en las capas generadas se procedió a la multiplicación de las mismas y a asignar a cada número generado, el número de curva

correspondiente mediante la herramienta unión (joint) de ArcGIS. Los resultados fueron ponderados para el área de cada subcuenca.

2.2.3 Cálculo del flujo base

Con base en los resultados del número de curva, se procedió a calcular la capacidad máxima de saturación del suelo (S) y la abstracción inicial (P_0) por el método de número de curva del SCS (USDA, 2004), como se plantea a continuación:

$$S=25,4*\left(\frac{1000}{NC}-10\right)$$

$$P_0=0,2 S$$

Donde:

S: Máxima infiltración

NC: Numero de Curva:

P0:abstracción inicial

A continuación se validaron los datos de precipitaciones totales mensuales de la estación Río Palo (Código: 26040310), por el método de Gubb's, para determinar la presencia de datos anómalos.

Con base en los datos validados, se procede al cálculo del flujo base de cada mes, utilizando el método hidrograma unitario establecido por el SCS (USDA, 2004):

$$Q=\frac{(P-P_0)^2}{P+0.8*S}$$

Donde:

Q: Caudal de escorrentía.

Al finalizar se sumó la escorrentía de cada mes para establecer la escorrentía anual. Esta

escorrentía fue multiplicada por el área de cada subcuenca.

2.3 Fase 3: Definición de geometría de cauces y estimación del número de Manning-

Para establecer la geometría de los cauces, se utilizó la herramienta de análisis en 3D de ArcGIS (3D analysis Tools), tomando la sección transversal en tres segmentos de cada tramo de los cueces generados, distanciados entre si cada 600 m. A partir de este procedimiento, se obtienen las secciones transversales de los tramos principales de las subcuencas, con 8 puntos de referencia.

Con base en la metodología planteada en la guía de selección del coeficiente de rugosidad de Manning elaborada por la USGS, 1989, se procede a la obtención de coeficiente de Manning para cada segmento del Río Palo a partir de la utilización de la siguiente ecuación:

$$n=(n_b+n_1+n_2+n_3+n_4+n_5)m$$

Donde:

n_b =Coeficiente n base, según el material del lecho

n_1 =Grado de irregularidad

n_2 =Cambios en la sección transversal

n_3 =Efecto de obstrucciones

n_4 =Efecto de la vegetación

m =efecto de la sinuosidad del cauce

De los parámetros enunciados anteriormente, únicamente se tienen en cuenta el n_2 , n_4 y m , dado que con la información disponible no es posible determinar las obstrucciones ni la irregularidad del cauce. A continuación se plantea la metodología desarrollada para la estimación de cada parámetro.

Coefficiente n base: En ausencia de un análisis granulométrico del lecho del cauce del Río Palo, se toma como referencia el estudio de modelación morfológica del Río Cauca en el tramo La Balsa-Juanchito (Ramirez, et al., 2006). En este estudio se presentan los resultados del análisis granulométrico del Río Cauca en la superficie de lecho aguas abajo de la confluencia con el Río Palo, en el cual se obtiene un diámetro asociado al paso del 10% de material fino (D_{10}) de: 0,45mm, un diámetro asociado al paso del 50% del material fino (D_{50}) de: 6,98mm y un diámetro asociado al paso del 90% de material fino (D_{90}) de: 19,92mm. Estos datos fueron utilizados como rangos del tamaño de partícula, para seleccionar un n base de Manning de 0,028, que corresponde a el límite inferior entre gravas y se encuentra dentro del rango de arena gruesa (Phillips y Tadayon, 2007).

Ajuste por cambios en la sección transversal (n_2): Con base en las secciones transversales obtenidas anteriormente, se definen los criterios que se muestran en la Tabla 5 para establecer el ajuste correspondiente en cada tramo. Teniendo en cuenta que, si el cambio en

la longitud del ancho entre secciones consecutivas ocurre gradualmente el ajuste máximo correspondiente es de 0,001, si se alternan ocasionalmente secciones largas con secciones cortas es de 0,005 y si se alternan frecuentemente es de 0,015 (Phillips y Tadayon, 2007).

Tabla 5. Ajuste número de Manning según cambios en el ancho de la sección transversal

Cambio de longitud de ancho entre secciones consecutivas (m)	Ajuste correspondiente
Supera los 100	0,015
Supera los 75	0,0125
Supera los 50	0,01
Supera los 25	0,0075
Supera los 5	0,005
menores a 5	0,001

Ajuste por vegetación (n_4): A partir del análisis de la cartografía de cobertura vegetal suministrada por la CRC, se observa que en la zona aguas abajo del aforo predominan los pastos naturales ($n_4=0,002$), mientras que en la zona aforada los rastrojos y el bosque secundario ($n_4=0,006$).

Ajuste por sinuosidad (m): se estima a partir del el cálculo del coeficiente de sinuosidad.

$$S = \frac{L}{L_v}$$

Donde

L=longitud del cauce en m

Lv=longitud en línea recta del cauce en m

Los resultados obtenidos fueron comparados con los coeficientes tabulados (Chow, et al., 1994) para cuerpos de agua naturales y

corroborados con las fórmulas de cálculo del coeficiente Manning propuestas por Strickler y las propuestas por Peter y Muller (Ghani, et al., 2007), con lo cual se obtienen números de Manning que varían entre 0.2-0.6. En la

Tabla 6 presentan los n de Manning calculados para cada tramo.

Tabla 6. Numero de Manning por tramo

Reach	nb	n2	n4	M	N	Chow ,1959*	Strickler , 1923	Peter & Muller, 1948
R140	0,028	0,015	0,006	1,114	0,055	0,02- 0,05	0,066	0,063
R130	0,028	0,005	0,006	1,198	0,047			
R120	0,028	0,005	0,002	1,19	0,042			
R160	0,028	0,015	0,002	1,375	0,062			
R150	0,028	0,0075	0,002	1,341	0,05			
R70	0,028	0,005	0,002	1,149	0,04			
R90	0,028	0,005	0,002	1,244	0,044			
R50	0,028	0,005	0,002	1,178	0,041			
R20	0,028	0,005	0,002	1,134	0,04			
R80	0,028	0,005	0,002	1,168	0,041			

(*)Cursos de montaña: Grava, cantos rodados y algunas rocas.

2.4 Fase 4: Definición de Hietogramas

En esta fase se procede a la elaboración de los histogramas de precipitación y la ejecución de las curvas IDF correspondientes.

Para la validación de datos, se procedió a analizar las series de precipitaciones máximas en 24 horas suministradas por el IDEAM de dos estaciones meteorológicas Río Palo (Cod: 26040310) y Toribio Alertas (Cód: 26040260). Ambas fueron sometidas a pruebas estadísticas para determinar el ajuste de la distribución y se

aplicó una prueba Gubb's para determinar la presencia de datos atípicos.

A continuación, se creó la curva IDF siguiendo el método de regionalización de lluvia para Colombia (Vargas y Diaz-Granados, 1998) , utilizando la región Pacífico:

$$i = \frac{a \cdot T^b \cdot M^d}{\frac{t}{60}}$$

Donde:

i: Intensidad de precipitación, $\left(\frac{\text{mm}}{\text{h}}\right)$

T: Periodo de retorno (años)

M: Precipitación máxima promedio anual en 24 horas a nivel multianual (mm)

t: Duración de la lluvia (minutos).

a, b, c, d: Se listan en la Tabla 7:

Tabla 7. Ajuste de regresión- Curvas IDF para Colombia.

Región	a	B	c	d
Andina (R1)	0,94	0,18	0,66	0,83
Caribe (R2)	24,85	0,22	0,5	0,1
Pacífico (R3)	13,92	0,19	0,58	0,2
Orinoquía (R4)	5,53	0,17	0,63	0,42

Fuente: (Vargas y Diaz-Granados, 1998)

A partir de las curvas IDF, se calcularon las curvas de masa de precipitaciones de cada estación meteorológica con una duración de 0-180 minutos (3 horas) y los hietogramas de lluvia fueron reordenados, con el fin de localizar el mayor volumen de precipitación en la zona central del hietograma.

Con los hietogramas generados, se procede a espacializar la lluvia sobre el área de cada subcuenca, teniendo en cuenta la precipitación efectiva a partir de la utilización del factor de reducción de lluvia, $f(a)$, de Fhrüling (INVIAS, 2009):

$$i_m = i_0 (1 - 0.0054 * A^{0.25})$$

Donde:

i_m : Intensidad promedio de lluvia en la subcuenca hidrográfica, mm/h.

i_0 : Intensidad de lluvia puntual medida en la estación registradora, mm/h.

$$f(a) = (1 - 0.0054 * A^{0.25})$$

coeficiente de reducción de la lluvia.

A: área de drenaje, m^2 .

2.5 Fase 5: Creación del proyecto en HEC-HMS, calibración y s simulación de escenarios propuestos

A continuación, se procedió a crear el modelo de cuenca en HEC-HMS, completando la información solicitada por el programa:

En la pestaña de subcuenca (*subbasing*):

- Área correspondiente a la calculada en ArcGIS (Km^2),
- Método de pérdidas: *SCS Curve Number*,
- Método de transformación: *SCS Unit Hydrograph*
- Método de cálculo del flujo base: *Recession*.

En la pestaña de pérdidas (*Loss*):

- Abstracción inicial (mm): corresponde a la calculada para cada subcuenca.
- Numero de curva: calculado para cada subcuenca.

En la pestaña de transformaciones (transformations):

- Tipo de gráfico: *Standard (PRF-484)*.
- Tiempo de retardo (min): calculado para cada subcuenca.

En la pestaña de flujo base (Baseflow):

- Tipo inicial: *Discharge*,
- Descarga inicial (m³/s): calculado para cada subcuenca,
- Constante de recesión: 0.6.
- Límite o frontera: *Threshold Discharge*.
- Flujo (m³/s): calculado para cada subcuenca.

Se agregaron las secciones transversales calculadas, las cuales fueron asociadas a cada tramo y se procedió a completar la información de las uniones, los tramos de flujo y el almacenamiento. Como método de cálculo en cada tramo se utilizó el método de Muskingum-Cunge, para lo cual se requiere conocer la pendiente y la sección transversal de los tramos de análisis que se generaron en la fase 3, junto con el número de Manning.

Posteriormente se crea el modelo meteorológico introduciendo las series de tiempo generadas en la fase 4 como series de tiempo y se asocian a cada subcuenca. Por último, se especificaron las condiciones de control, la ventana temporal de análisis de las cuencas se estableció teniendo en cuenta el

tiempo de retardo de calculado para cada cuenca.

A continuación, se procedió a la calibración del modelo con el fin de establecer el ajuste a los datos de flujo observados, mediante la calibración del número de curva, la constante de recesión y el tiempo de retardo. Este procedimiento se realizó con datos diarios de caudal total y precipitación total de la estación Bocatoma Río Palo (Cod: 26047020) y Río Palo (Cod: 26040310) respectivamente, para el mes de octubre (Anexo 1).

Los datos obtenidos de la calibración fueron sometidos a una verificación mediante el cálculo de la función objetivo normalizada (NOF) y el cálculo de la función de eficiencia (EF) que se presentan a continuación (Chu y Steinman, 2009):

$$NOF = \frac{1}{Q_m} * \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (O_{obs,i} - Q_{sim,i})^2}$$

$$EF = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_{obs,i} - Q_{sim,i})^2}{\sum_{i=1}^n (O_{obs,i} - Q_m)^2}$$

Donde:

Q_m= Caudal medio observado

Q_{obs}= caudal observado

Q_{sim}= caudal simulado

N=número de observaciones

Una vez calibrado el modelo se procedió a correr los escenarios para un periodo de retorno de 2, 5, 10, 25, 50, 100, 250 y 500 años.

2.6 Fase 6: Modelo del tránsito de la creciente en HEC-RAS sobre el área potencialmente inundable

Dado que la batimetría más reciente sobre el Río fue ejecutada en el 2012 en la estación de aforo Bocatoma (Cod: 26047020) (Figura 2) y que no se cuenta con información acerca de elevación del terreno a detalle que permita establecer los cambios en la sección transversal del cauce con precisión. Se asume el cauce como un canal uniforme interpolando la batimetría del 2012 hasta la confluencia con el Río Cauca (40 km).

Para establecer las características principales de tránsito de la creciente generada en HEC-HMS, se procede a realizar una simulación en HEC-RAS en flujo estable para cada periodo de retorno con un n de Manning para secciones con cultivos de 0,035 (Phillips y Tadayon, 2007). De los resultados obtenidos, se obtiene la energía de la corriente en el penúltimo tramo (E.G Slope).

A continuación, se ejecuta nuevamente el modelo para flujo inestable, tomando como condiciones de frontera:

- Primera sección: Hidrograma de salida de HEC-HMS correspondiente al periodo de retorno de análisis.
- Sección final: Normal Depth tomada de la simulación en flujo estable para este tramo (E.G Slope).

Por último, para establecer el efecto de la confluencia con el río Paila, se realizó una simulación de referencia, con un flujo uniforme de entrada en la sección 8500 (8.5 km de la confluencia con el Río Cauca) tomando como datos puntuales los caudales asociados a los periodos de retorno: $Tr_{20}=142,6 \text{ m}^3/\text{s}$, $Tr_{50}=164,0 \text{ m}^3/\text{s}$, $Tr_{100}=180,1 \text{ m}^3/\text{s}$ (Espinosa, 2015).

Dado que no se cuenta con el estudio original en el que se pueda constatar la metodología implementada para corroborar los caudales asociados a los periodos de retorno utilizados, se realizó una simulación simplificada en HEC-HMS utilizando los datos de precipitación máxima de la estación Corinto (Cod. 260402250), tomando como referencia el procedimiento realizado en las Fases 1-4, utilizando los datos de entrada que se presentan en la Tabla 8.

Tabla 8 Datos de entrada modelo simplificado
HEC-HMS-Río Paila

Parámetro	Valor	Justificación
Área (km ²)	17,77	Calculado
Longitud (km)	32,43	Calculado
Pendiente (m/km)	0,06	Calculado
Tiempo de concentración (h)	4,29	Calculado
Tiempo de retardo (min)	257,74	Calculado
Numero de curva	55	Promedio del calculado en la sección aforada..
Flujo base	10,8 m ³ /s	Tomado de (Espinosa, 2015).

Estos datos fueron introducidos como un hidrograma de entrada lateral, en la modelación de HEC-RAS en la sección 8500 (8.5 km de la confluencia con el Río Cauca).

Por último, el modelo es calibrado con las referencias históricas de inundaciones en los municipios de Guechene y Puerto Tejada.

3. RESULTADOS

3.1 Delimitación del área de estudio

En la Figura 3, se observa el punto de cierre de la cuenca aforada que coincide con la estación limnigráfica Bocatoma Río Palo (Cod: 26047020) en la zona de estudio. Adicionalmente se observa el área potencialmente inundable aguas abajo del punto de cierre, que abarca 40km del cauce hasta la confluencia con el Río Cauca.

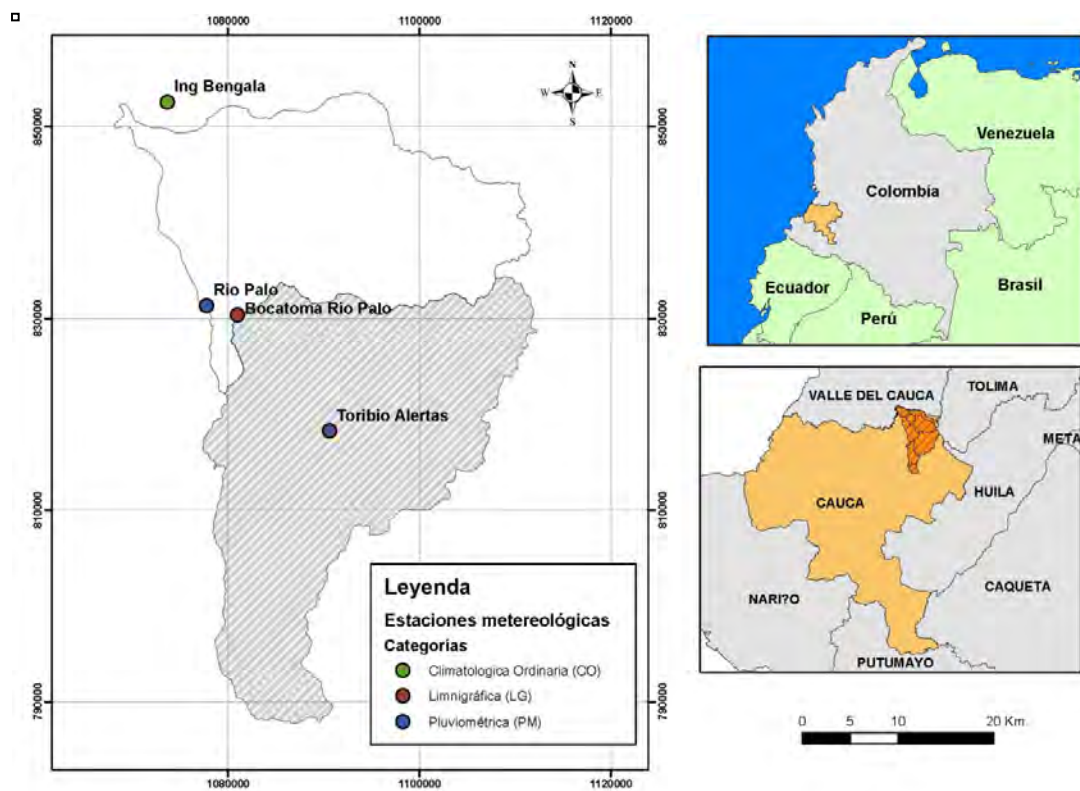


Figura 3. Delimitación de área de estudio

3.2 Características de la zona de estudio

Con base en el análisis de la información suministrada por el IDEAM y la CRC, se delimitó el área de análisis y se calcularon las características principales de la cuenca en HEC-HMS (Figura 4 , Tabla 9).

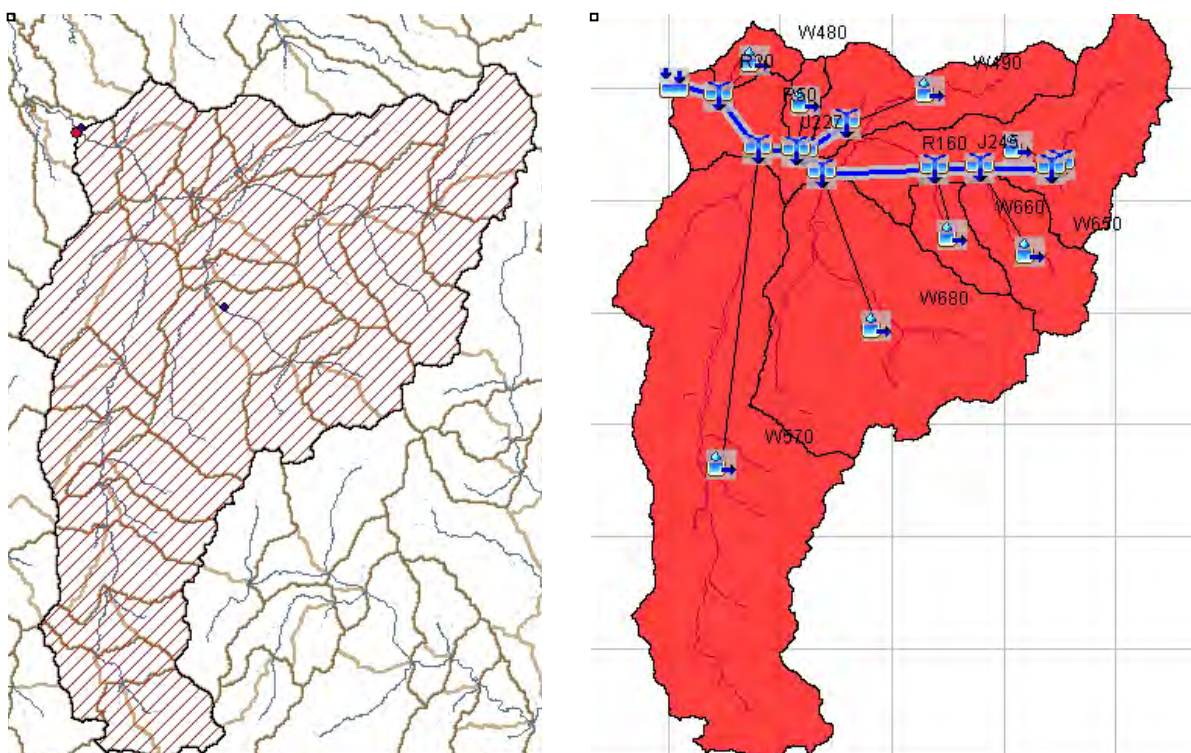


Figura 4 Zona de estudio Río Palo ArcGis- HEC-HMS

Tabla 9 Características principales de las subcuencas Río Palo-Cauca, Colombia

Subcuenca	ID	Longitud (Km)	Pendiente (m/km)	Tc (h)	Tlag (h)	Tlag (min)
Quebrada Venadillo	W480	3,14	0,08	1,16	0,7	41,71
Río Tominio	W490	17,32	0,09	4,12	2,47	148,33
Río Palo	W500	44,86	0,06	9,3	5,58	334,94
Quebrada El Higueron	W560	0,75	0,16	0,34	0,2	12,28
Río Jambalo	W570	44,75	0,04	10,07	6,04	362,48
Río Lopez	W650	9,51	0,12	2,5	1,5	89,9
Quebrada La Calera	W660	5,27	0,15	1,53	0,92	54,91
Río San Francisco	W680	19,28	0,06	4,89	2,93	176,01

Los resultados obtenidos indican que, tras un evento de precipitación constante, el río Palo tardará 5 horas en transformar la precipitación en caudal efectivo sobre el cauce y 9 horas en

transportarlo hacia el punto de salida. Al enmarcar estos resultados dentro del análisis de inundaciones, se puede decir que el tiempo de respuesta de las poblaciones aledañas a los

márgenes del cauce debe ser como máximo 5 horas y que la población del área potencialmente inundable tardará 9 horas en recibir el caudal generado tras el evento de precipitación. Este tiempo puede considerarse como referencia para tomar medidas preventivas en la zona.

Los resultados indican que las subcuencas tardan en promedio 3,51 horas en transportar el caudal generado por escorrentía desde el punto más alejado hidrológicamente al punto de confluencia con el río Palo, tras un evento de precipitación constante (Ibañez et al., 2009). Cabe notar que, dada la extensión de la cuenca del río Jambalo, el transporte del caudal de

escorrentía ocurre en un periodo de tiempo más prolongado (10,07 horas). En cuanto al tiempo de retardo, se observa que, a excepción del río Jambalo (6,04 horas), el tiempo de retardo promedio es corto (2,10 horas), evidenciando que el proceso de transformación de lluvia a escorrentía ocurre de forma rápida.

Los resultados obtenidos en cuanto a el tiempo de concentración y de retardo, están ligados directamente con la pendiente de la cuenca, ya que (Figura 5) la cuenca se encuentra sobre la cordillera central del país, donde mayoría de las pendientes son superiores al 3% (4- 16%), lo cual favorece el gradiente de flujo del agua hacia el cauce.

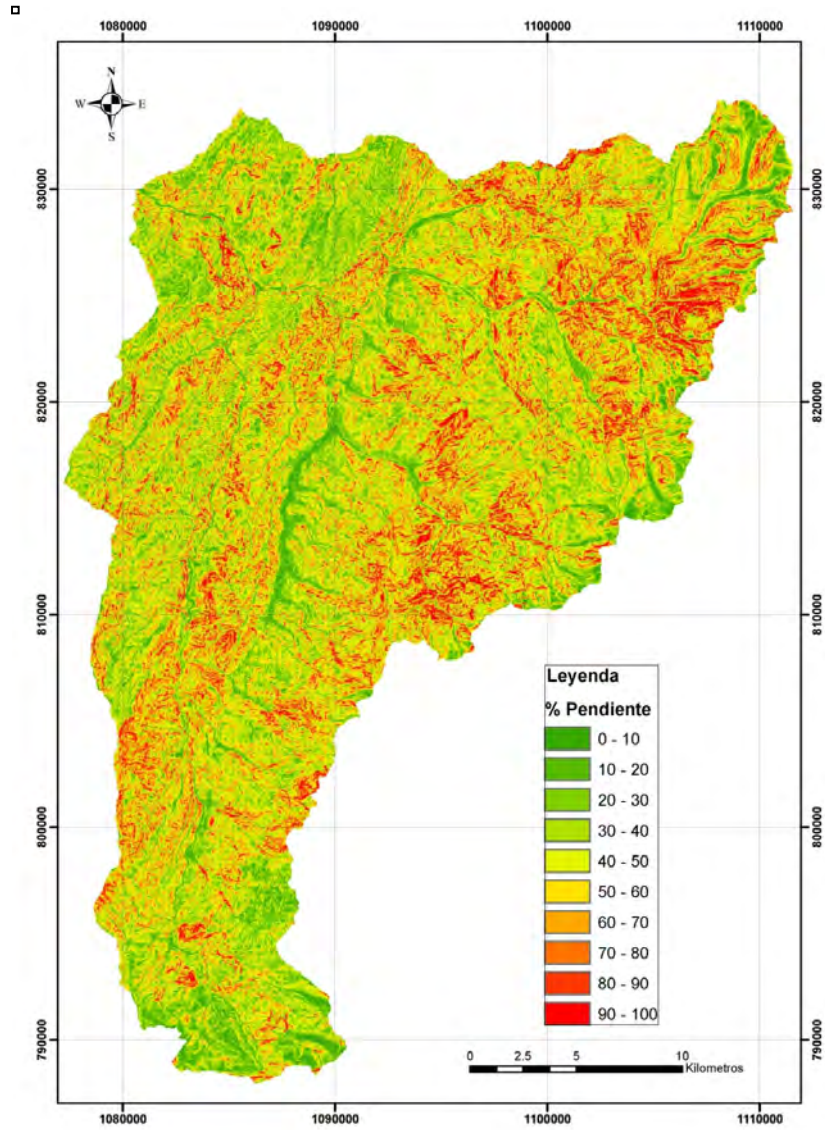


Figura 5 Mapa de pendientes reclasificadas. Río Palo- Cauca Colombia.

En cuanto a la proporción de precipitación que es transformada a escorrentía, se observa que predomina una moderada-lenta capacidad de infiltración del suelo cuando está completamente húmedo que corresponde a los grupos B-C (Figura 6). Esto determina que las pérdidas por infiltración sean bajas y que la mayoría del agua que entra en el sistema como

precipitación, llegue al cauce en forma de escorrentía. Sin embargo, este efecto se ve afectado por el fenómeno de intercepción de la cobertura vegetal en la zona (Figura 7), dado que sobre la cuenca predomina la vegetación arbustiva: rastrojos (37,5%), bosque secundario (26,8%) y bosque natural (11,5%).

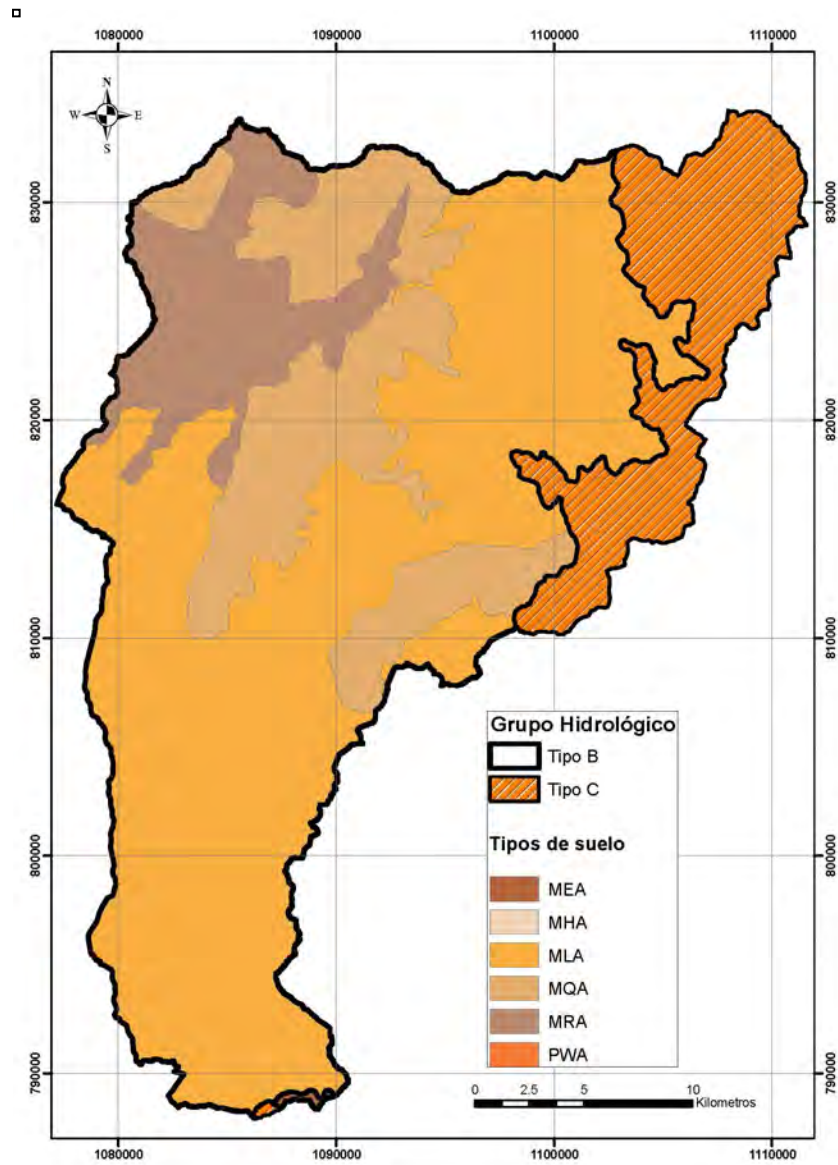


Figura 6 Mapa de Tipos de suelos según el Grupo Hidrológico. Rio Palo- Cauca Colombia.

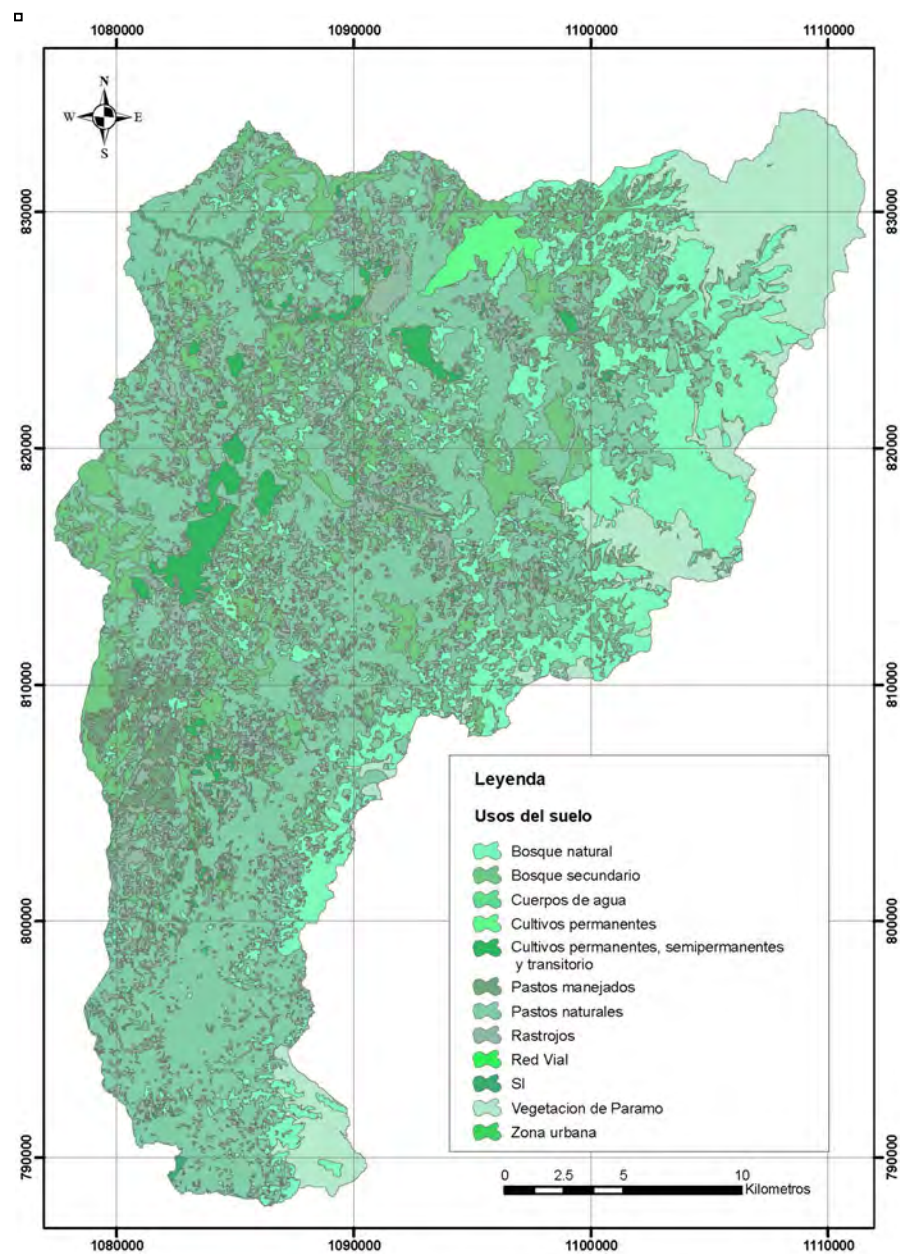


Figura 7 Mapa de Cobertura Vegetal. Rio Palo- Cauca Colombia.

La relación conjunta entre los factores antes mencionados se observa en la Figura 8. En ésta se presentan los resultados obtenidos para el número de curva, los cuales varían entre 33-96, siendo los más altos los que predominan en la

región Nord-Este de la cuenca, con una fuerte presencia de valores entre 50-60 que se observan en la zona central y el punto de salida.

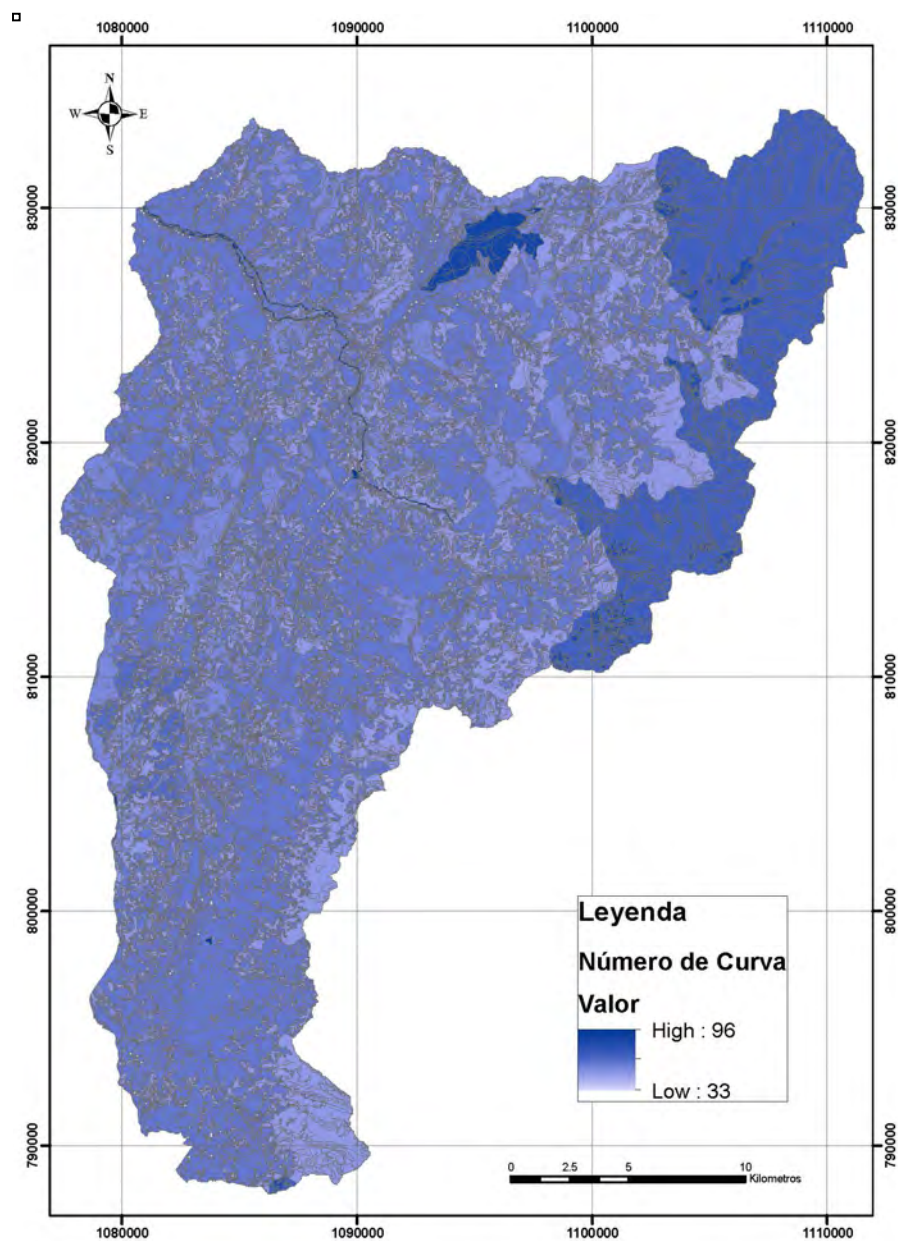


Figura 8 Mapa de Número de Curva. Río Palo- Cauca Colombia.

3.3 Validación de datos y cálculo de flujo base

Durante la validación, la estación Toribio Alertas (Cód: 26040260) fue descartada dado que contaba con más de 19 registros faltantes, los cuales no pudieron ser estimados de forma

precisa, debido a la ausencia de estaciones cercanas con registros completos. Por lo cual, se utilizan únicamente los registros de la estación Río Palo (Cod: 26040310).

Tras la validación los datos de precipitación máxima en 24 horas registrada, se encuentra

que no hay evidencia de datos atípicos en la distribución, por lo cual se usa la serie completa de 37 años desde 1981-2017. Con

base en los datos validados, se procede al cálculo del flujo base para cada subcuenca, como se presenta en

Tabla 10.

Tabla 10 Calculo de flujo base para cada subcuenca Río Palo- Cauca Colombia.

Subcuenca	ID	S	P ₀	Area (m ²)	Escorrentía (mm/año)	Caudal (lps)
Quebrada Venadillo	W480	216,21	43,24	13818566,17	745,79	326,79
Río Tominio	W490	197,56	39,51	64500106,81	807,24	1651,03
Río Palo	W500	189,18	37,84	167009255,54	836,82	4431,64
Quebrada El Higuero	W560	215,96	43,19	10606759,31	746,59	251,11
Río Jambalo	W570	206,28	41,26	325035033,89	777,78	8016,45
Río Lopez	W650	194,14	38,83	46158332,25	819,13	1198,94
Quebrada La Calera	W660	210,33	42,07	23036893,12	764,52	558,48
Río San Francisco	W680	209,86	41,97	190456666,22	766,07	4626,58

Los resultados obtenidos establecen la escorrentía generada en las cuencas como unidades individuales, lo cual permite evidenciar que tras un evento de precipitación constante las cuencas del río Jambalo y Tominio son las que van a generar una mayor aportación al caudal de Río Palo.

3.4 Histogramas de precipitación y Calibración

La intensidad de la lluvia calculada varía entre 159-335 mm/h para escenarios de corta duración (5 minutos) y entre 13 y 21 mm/h para escenarios de alta duración (3 horas) (Figura 9 y

Tabla 11). En cuanto a los histogramas generados para cada subcuenca, estos se presentan en el Anexo 2.

Tabla 11. Intensidad de la lluvia asociada a IDF- Estación Río Palo (Cód: 26040310).

Duración (min)	Periodo de Retorno (años)					
	2	5	10	25	50	100
5	159,73	190,1	216,86	258,1	294,43	335,88
10	106,85	127,17	145,07	172,66	196,97	224,69
15	84,46	100,52	114,67	136,48	155,69	177,6
30	56,5	67,24	76,71	91,3	104,15	118,81
60	37,8	44,98	51,32	61,08	69,67	79,48
90	29,88	35,56	40,56	48,28	55,07	62,82
100	28,1	33,45	38,16	45,41	51,81	59,1
120	25,28	30,09	34,33	40,86	46,61	53,17
180	19,99	23,79	27,13	32,3	36,84	42,03
360	13,37	15,91	18,15	21,6	24,65	28,11

□

Curva IDF - Estación Río Palo

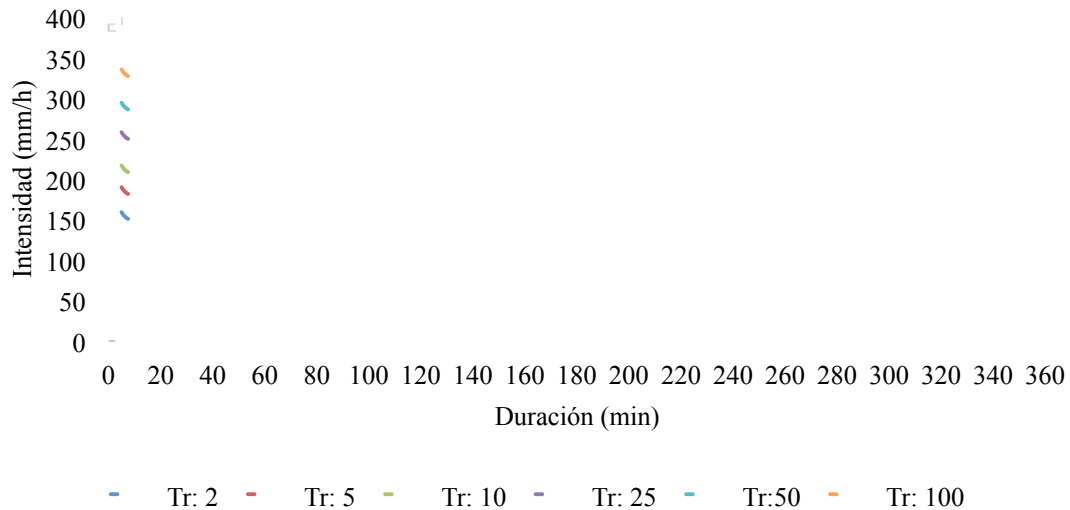


Figura 9 .Curva Intensidad Duración Frecuencia Estación Río Palo (Cód: 26040310).

Con el fin de ajustar el modelo a la realidad, se procede a la ejecución de la calibración del parámetro del número de curva, la constante de recesión y el tiempo de retardo, con base en los

datos diarios de precipitación total del mes de octubre de la estación Río Palo (Cod: 26040310) y los datos de caudal total de la estación Bocatoma (Cod: 26047020).

Los resultados obtenidos indican que el valor de la constante de recesión utilizada debe incrementar a 0.8 lo cual es consistente con los resultados obtenidos en el estudio de Thomas et al, 2013. Al incrementar este valor, se encuentra que la NOF toma un valor de 0.34 y una EF igual a 1, con lo cual se considera que

se logra un buen ajuste entre los datos simulados y observados (Chu y Steinman, 2009). En el Figura 10 y Figura 11 se presentan los hidrogramas de respuesta ante el evento de precipitación de calibración.

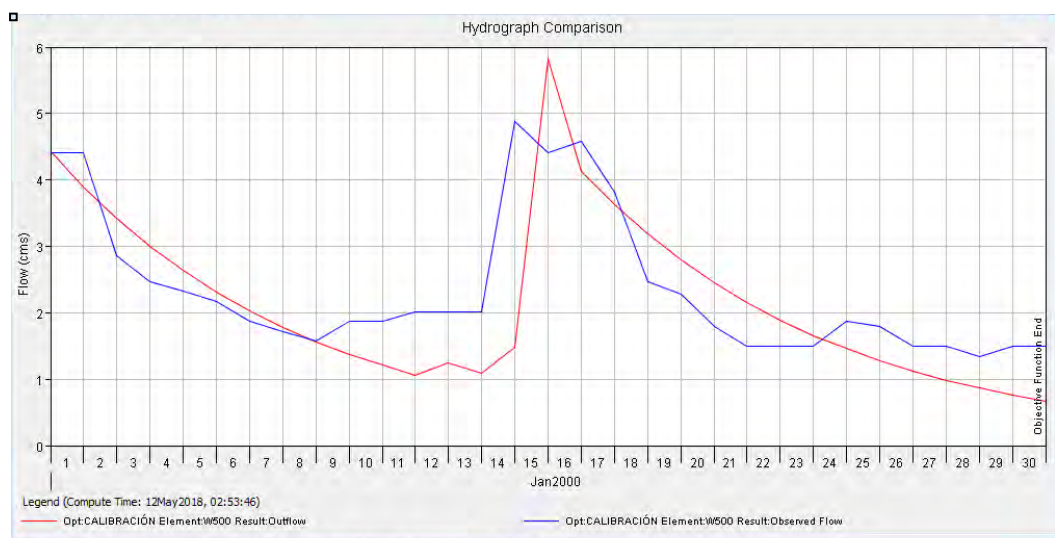


Figura 10 Hidrograma de comparación entre caudal observado y simulado.

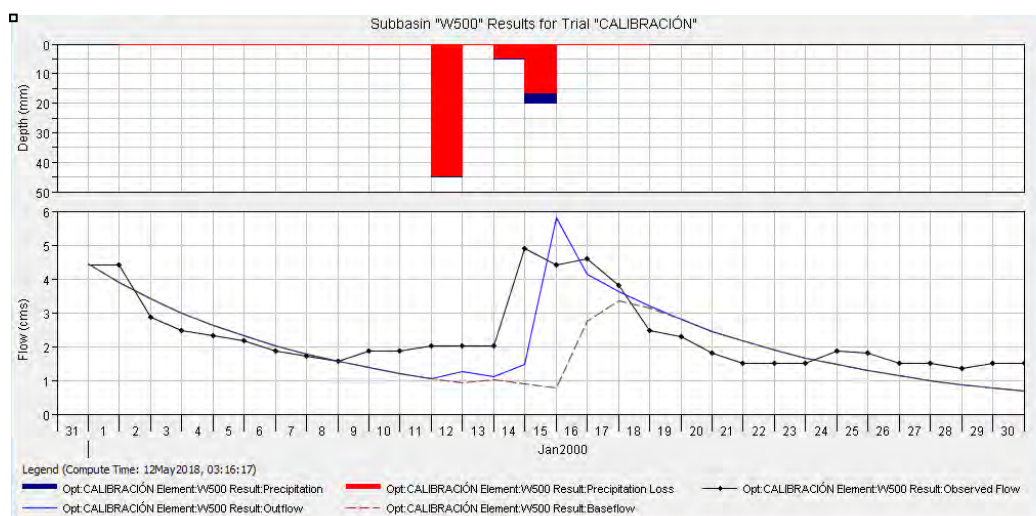


Figura 11 Hidrograma de respuesta a la precipitación

3.5 Simulación de escenarios

La simulación de escenarios realizada, permite observar que las crecientes de diseño generadas para los periodos 2-10 años no aumentan significativamente el flujo en el cuerpo de agua, lo cual puede atribuirse a las características de la cuenca descritas anteriormente. Sin embargo, a partir de las

crecientes modeladas para los años 25, 50, 100, 250 y 500, el caudal toma valores pico entre $26.8 \text{ m}^3/\text{s}$ y $235 \text{ m}^3/\text{s}$. Lo anterior evidencia que tras un evento de precipitación extrema el caudal puede tomar valores 15 veces mayores al caudal medio ($15.59 \text{ m}^3/\text{s}$).

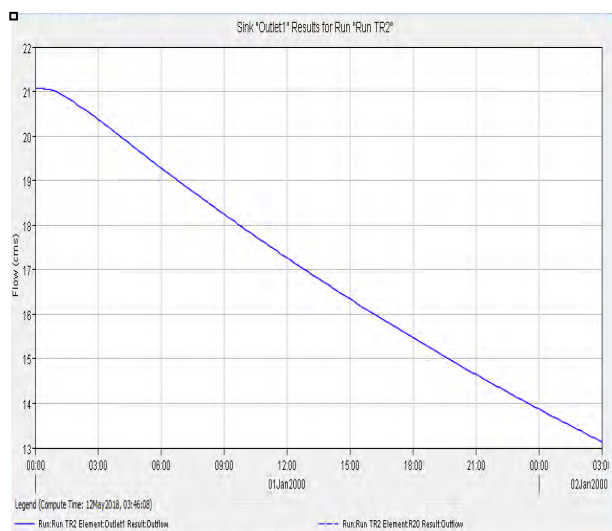


Figura 12. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 2 años- río Palo-Cauca, Colombia

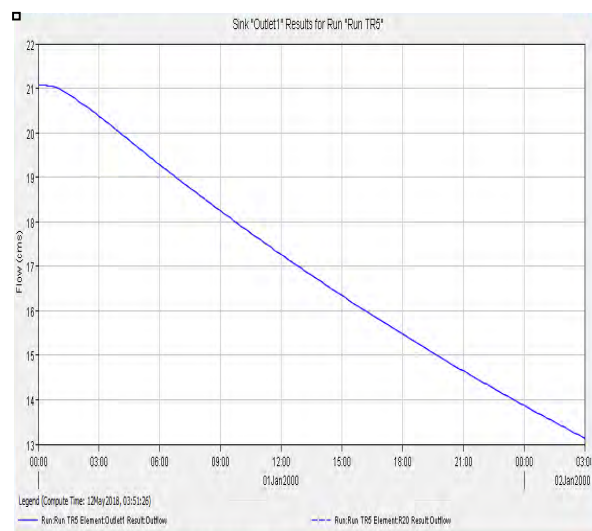


Figura 13. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 5 años- río Palo-Cauca, Colombia

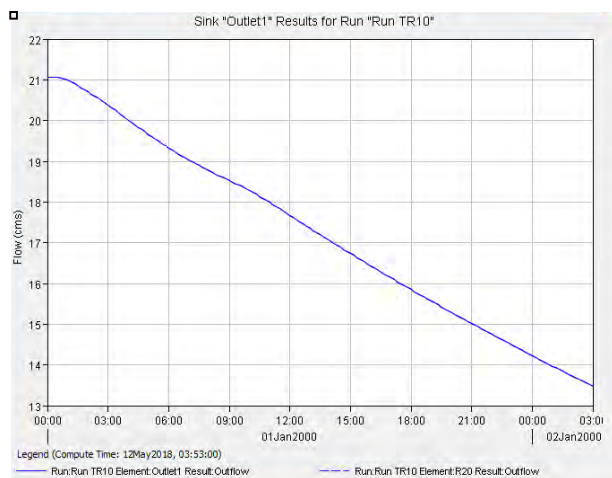


Figura 14. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 10 años- río Palo-Cauca, Colombia

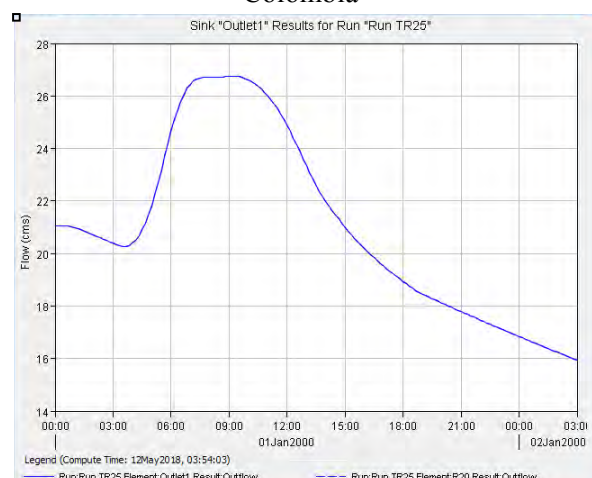


Figura 15. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 25 años- río Palo-Cauca, Colombia

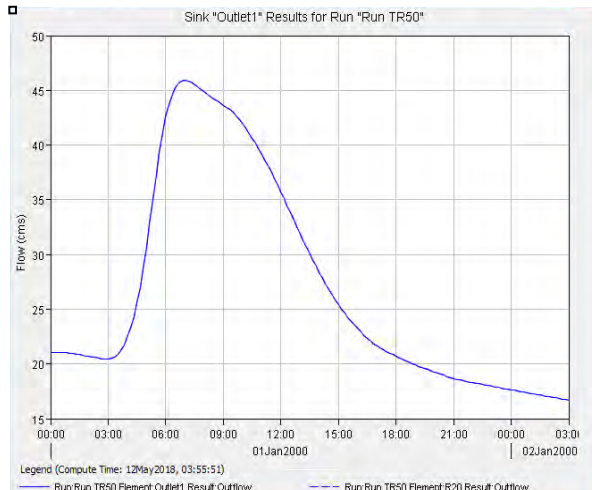


Figura 16. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 50 años- rio Palo-Cauca, Colombia

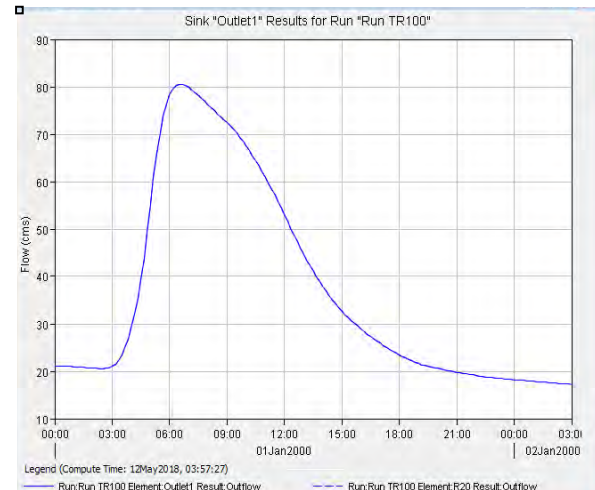


Figura 17. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 100 años- rio Palo-Cauca, Colombia

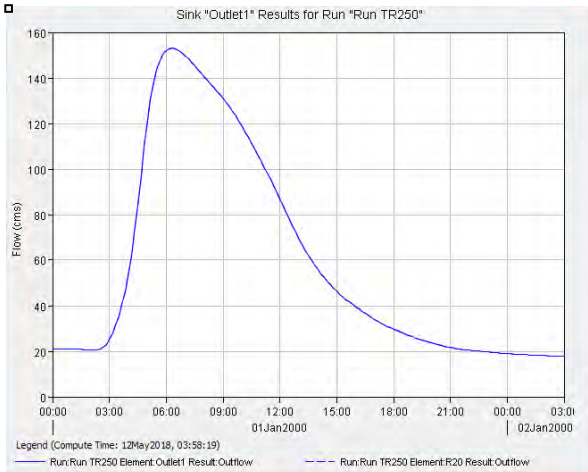


Figura 18. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 250 años- rio Palo-Cauca, Colombia

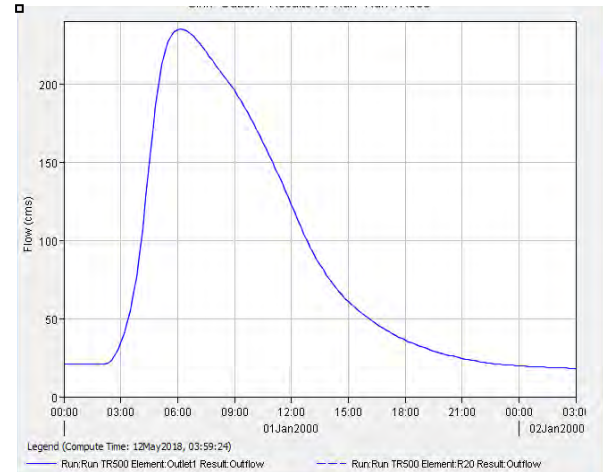


Figura 19. Creciente generada HEC-HMS periodo de retorno 500 años- rio Palo-Cauca, Colombia

3.6 Tránsito de la creciente en el área potencialmente inundable aguas abajo del aforo– HEC-RAS.

El modelo se ejecutó con base en las crecientes generadas para los periodos de retorno 25,50 y 100 años, dado que no se considera significativo el incremento de caudal generado para los periodos 2-10 años y que los datos disponibles del estudio de periodos de retorno reportados por Espinosa, 2015, no cuentan con periodos de retorno superiores a los 100 años.

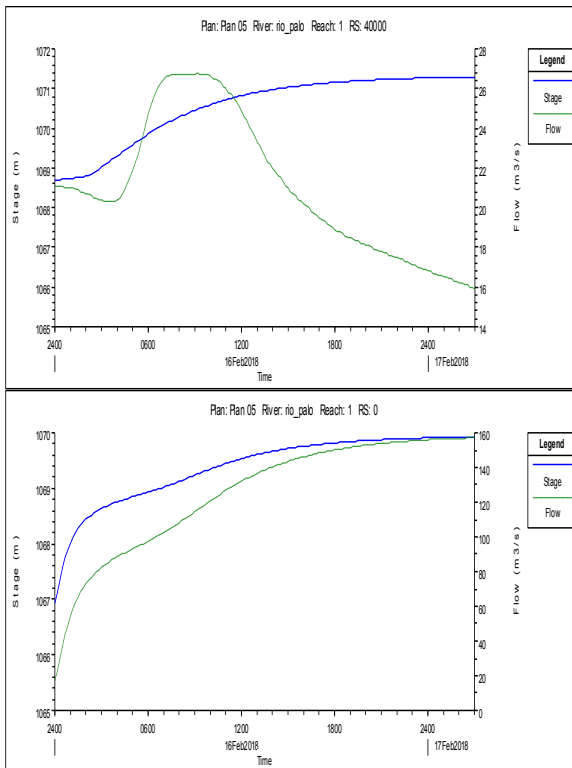


Figura 20. Tránsito de la creciente HEC-RAS periodo de retorno 25 años- Río Palo- Cauca, Colombia. Utilizando flujo uniforme de entrada Río Paila

Los resultados obtenidos indican que la utilización del flujo uniforme en la simulación genera caudales más estables asociados a elevaciones superiores, en comparación con los que se generan al utilizar los datos de la simulación simplificada en HEC-HMS como flujo lateral de entrada. Adicionalmente, se observa que el efecto de laminación de la creciente es menor en el segundo caso, dado que el hidrograma contempla las fluctuaciones de caudal en el tiempo ante confluencia de ambos Ríos (Figura 20 a Figura 25).

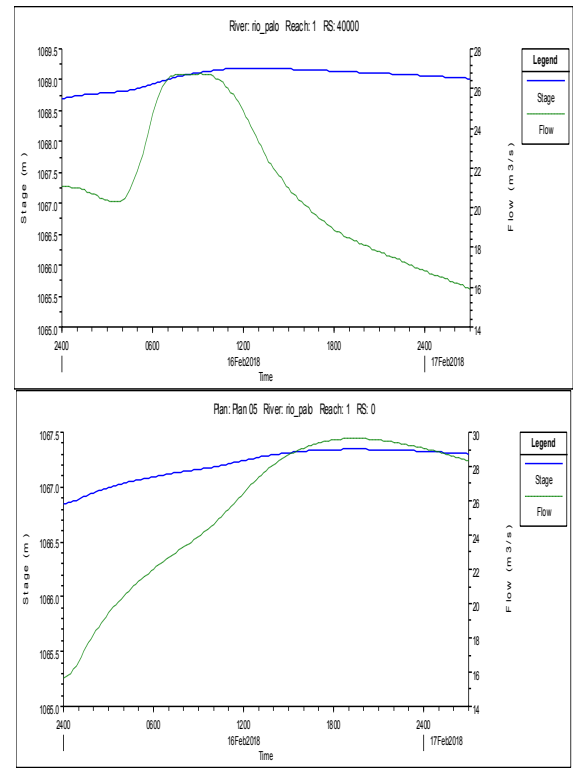


Figura 21. Tránsito de la creciente HEC-RAS periodo de retorno 25 años- Río Palo- Cauca, Colombia. Utilizando flujo lateral (HEC-HMS) de entrada Río Paila

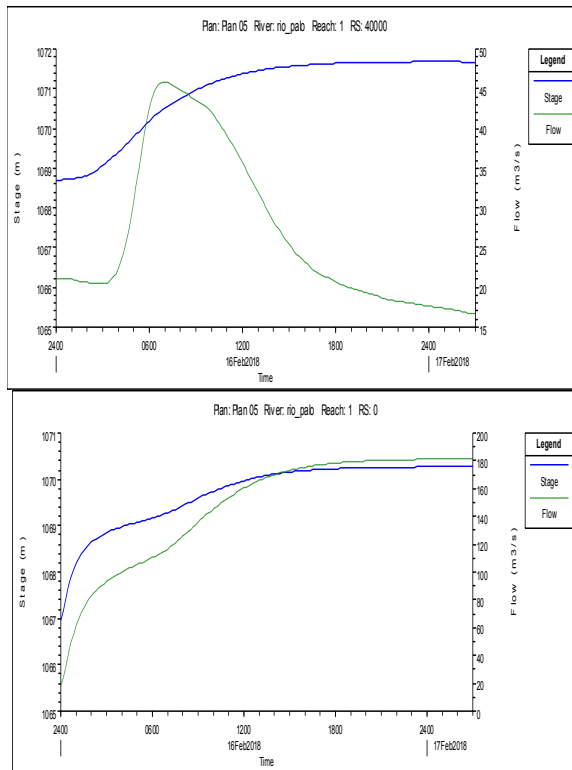


Figura 22. Transito de la creciente HEC-RAS periodo de retorno 50 años- Río Palo- Cauca, Colombia- Cauca, Colombia. Utilizando flujo uniforme de entrada Río Paila

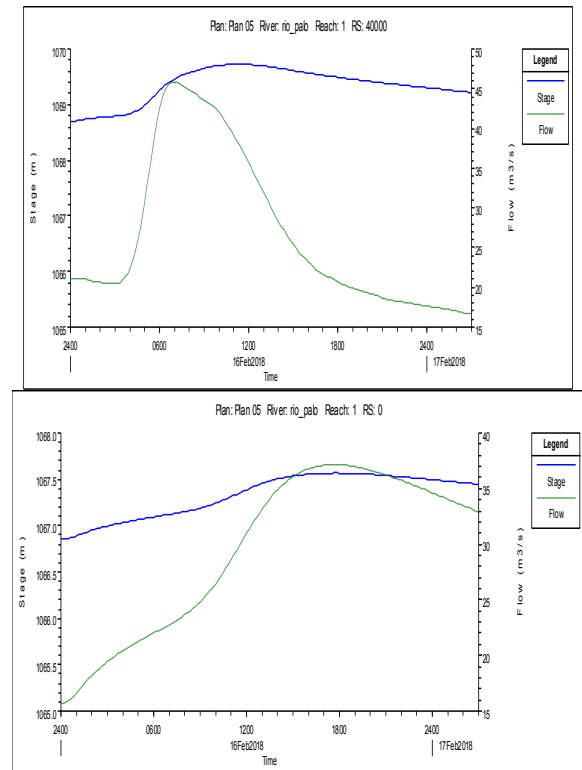


Figura 23. Transito de la creciente HEC-RAS periodo de retorno 50 años- Río Palo- Cauca, Colombia. Utilizando flujo lateral (HEC-HMS) de entrada Río Paila

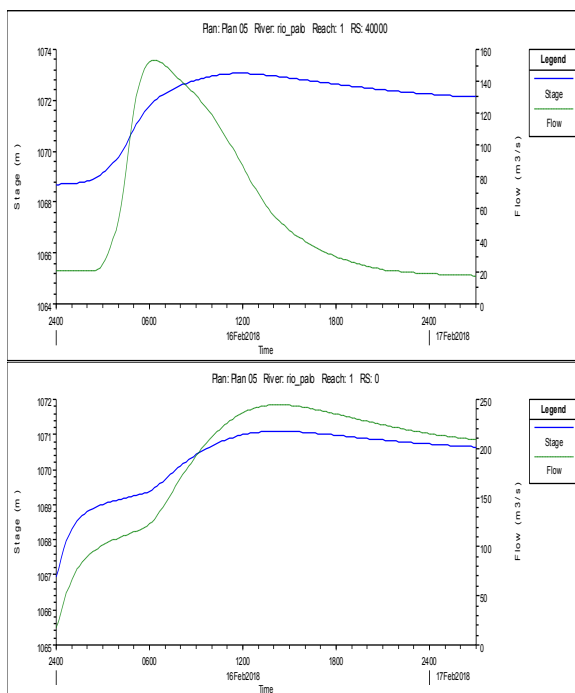


Figura 24. Transito de la crecien HEC-RAS periodo de retorno 100 años- Río Palo- Cauca, Colombia. Utilizando flujo uniforme de entrada Río Paila

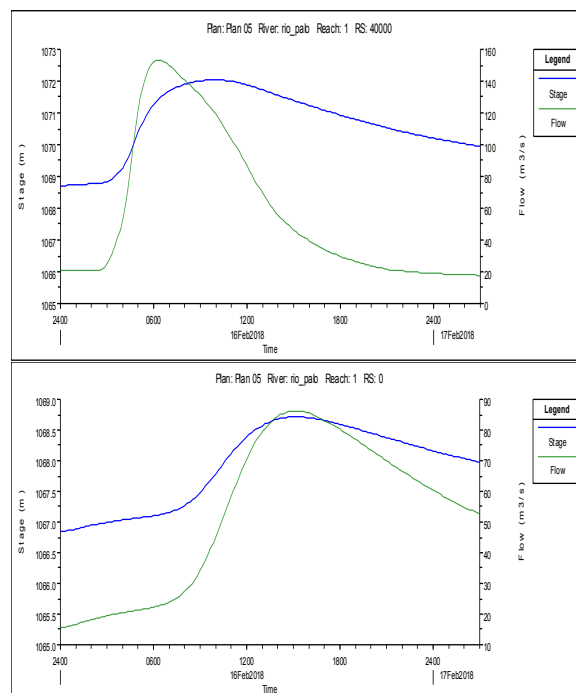


Figura 25. Transito de la crecien HEC-RAS periodo de retorno 100 años- Río Palo- Cauca, Colombia. Utilizando flujo lateral (HEC-HMS) de entrada Río Paila

Los resultados de elevación y caudal máximos simulador en las secciones correspondientes a las poblaciones de Guachene y Puerto Tejada se presentan en la Tabla 12 y Tabla 13. En éstas se observa que la cota máxima del terreno en la población se encuentra 44,11 m por debajo de la cota máxima de la crecien para 100 años en el caso de Guachene y 72,05 m por debajo de la cota máxima respectivamente, utilizando el hidrograma de entrada lateral generada para la crecien máxima en 100 años y en el caso de Puerta Tejada a 69,5 m.

Tabla 12 Correspondencia de resultados Elevación máxima-Núcleos poblacionales- Utilizando el hidrográma de flujo uniforme

Sección	Periodo de retorno de 25 años		Periodo de retorno de 50 años		Periodo de retorno de 100 años		Población	Cota máxima (m)
	Elevación (m)	Caudal (m ³ /s)	Elevación (m)	Caudal (m ³ /s)	Elevación (m)	Caudal (m ³ /s)		
28500.*	1071.27	15.54	1071.66	17.32	1072.11	28.5	Guachene	1028
28000.*	1071.27	15.52	1071.66	17.29	1072.11	28.49	Guachene	
27500.*	1071.27	15.5	1071.66	17.26	1072.11	28.49	Guachene	
27000.*	1071.27	15.48	1071.66	17.29	1072.11	28.14	Guachene	
26500.*	1071.26	15.47	1071.66	17.31	1072.1	28.47	Guachene	
10500.*	1071.24	14.87	1071.63	17.21	1072.06	27.59	Puerto Tejada	1000
10000.*	1071.24	14.85	1071.63	17.22	1072.06	27.58	Puerto Tejada	
9500.*	1071.24	14.83	1071.63	17.21	1072.05	27.58	Puerto Tejada	
9000.00*	1071.24	14.81	1071.63	17.21	1072.05	27.57	Puerto Tejada	
8499.99*	1071.24	14.79	1071.63	17.21	1072.05	27.49	Puerto Tejada	
8000.*	1071.23	25.74	1071.63	29.83	1072.05	41.34	Puerto Tejada	
7500.*	1071.23	36.69	1071.62	42.44	1072.04	55.2	Puerto Tejada	

Tabla 13 Correspondencia de resultados Elevación máxima-Núcleos poblacionales- Utilizando el hidrográma de flujo lateral generado en HEC-HMS.

Sección	Periodo de retorno de 25 años		Periodo de retorno de 50 años		Periodo de retorno de 100 años		Población	Cota máxima (m)
	Elevación (m)	Caudal (m ³ /s)	Elevación (m)	Caudal (m ³ /s)	Elevación (m)	Caudal (m ³ /s)		
28500.*	1068.97	20.62	1069.41	30.37	1070.12	49.07	Guachene	1028
28000.*	1068.96	20.54	1069.39	30	1070.1	49.06	Guachene	
27500.*	1068.95	20.38	1069.38	29.66	1070.08	48.21	Guachene	
27000.*	1068.94	20.38	1069.37	29.65	1070.06	47.4	Guachene	
26500.*	1068.93	20.31	1069.36	29.33	1070.05	47.39	Guachene	
10500.*	1068.58	19.8	1068.9	26.95	1069.45	41.11	Puerto Tejada	1000
10000.*	1068.57	19.78	1068.88	26.95	1069.42	41.09	Puerto Tejada	
9500.*	1068.55	19.8	1068.87	26.94	1069.4	41.08	Puerto Tejada	
9000.00*	1068.54	19.77	1068.85	26.9	1069.37	41.06	Puerto Tejada	
8499.99*	1068.52	19.76	1068.83	26.89	1069.35	41.05	Puerto Tejada	
8000.*	1068.49	29.7	1068.79	37.38	1069.3	52.47	Puerto Tejada	
7500.*	1068.45	29.69	1068.75	37.37	1069.26	52.33	Puerto Tejada	

Los resultados del modelo son consistentes con la información recopilada en los registros de inundación de los EOT de ambos municipios. Dónde se aprecia que en el 27 de mayo y el 1 de noviembre de 2008 Guachene presenta una inundación en el sector urbano que llega hasta las vías 8° y 9° (cota 1022 m) (MAVDT, 2008) y en el caso de Puerto tejada se reportan que los principales barrios afectados por la inundaciones en la confluencia del Río Pila y Río Palo son: Dos aguas (1000m), el Porvenir

(999 m), la Terraza (1003 m) y el Triunfo(1001 m) (Alcaldía Puerto Tejada, 2014).

□

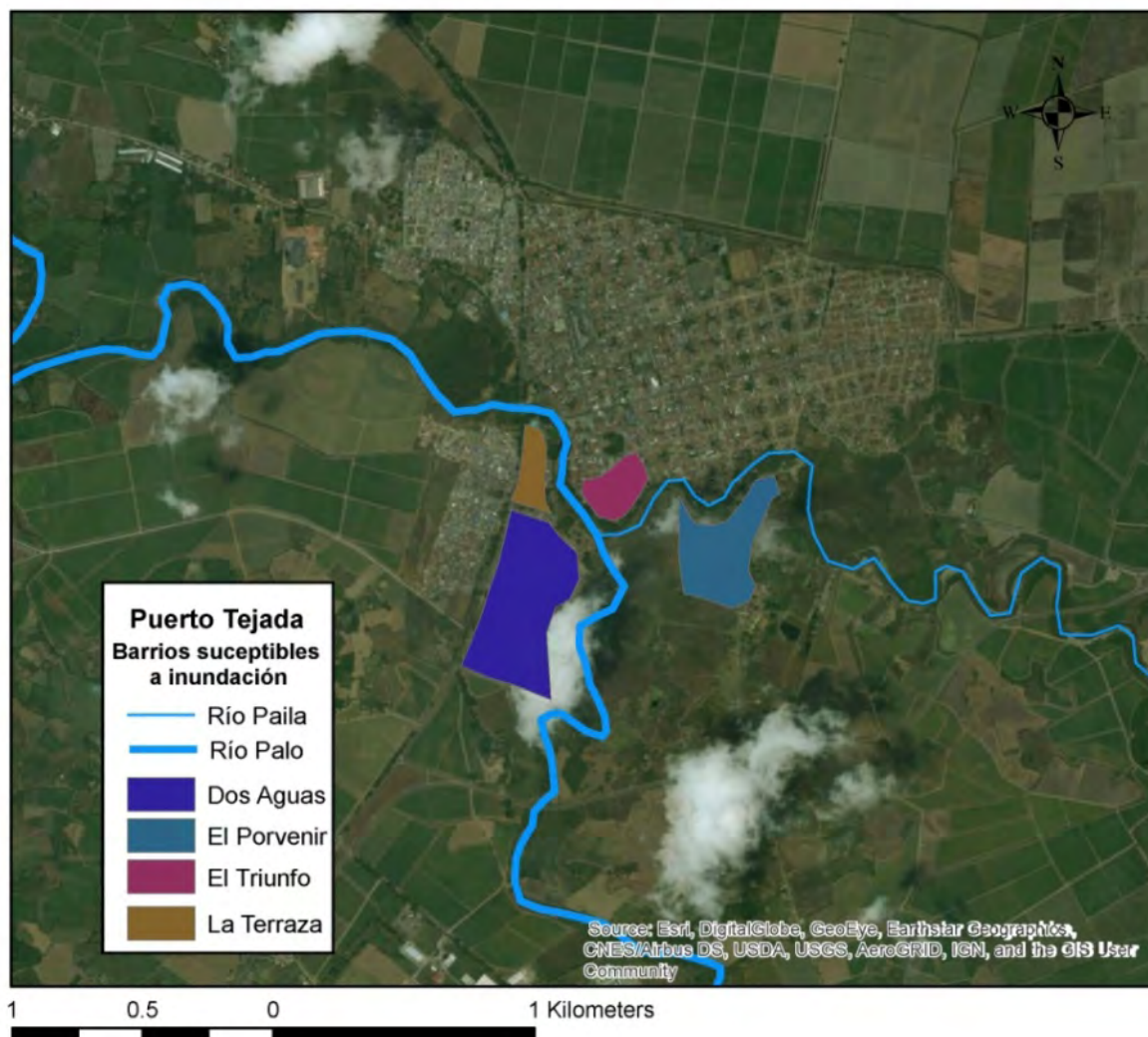


Figura 26 Localización de poblaciones afectadas Puerto Tejada

□

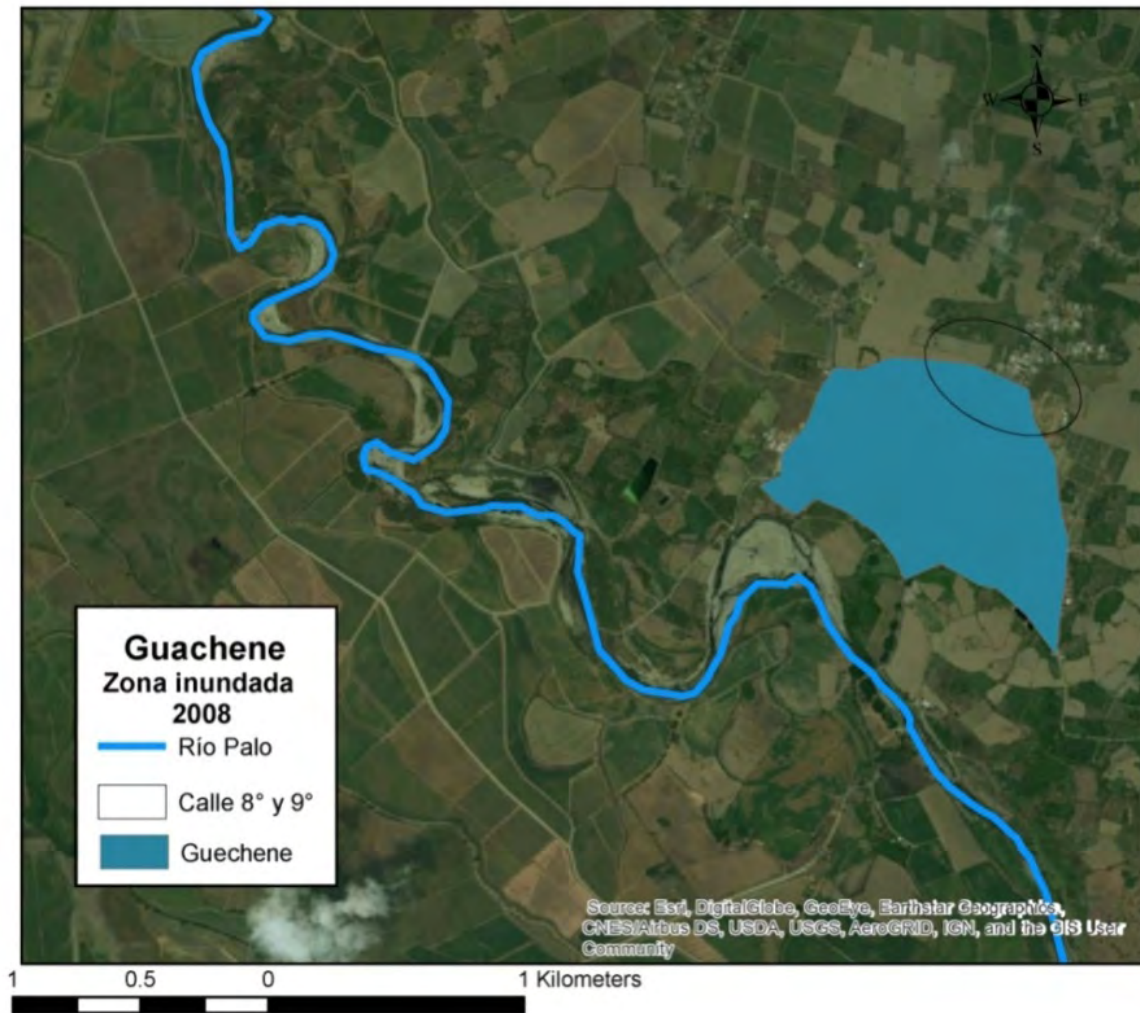


Figura 27. Área inundada según los registros de inundación municipio de Guechene (2008).

4. DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos durante el proceso de calibración, evidencian que el modelo logra una buena representación de las características observadas en la cuenca con un NOF y un EF de 0.34 y 1, respectivamente (Chu y Steinman, 2009). Cabe notar, que estos resultados evidencian que el método utilizado para el cálculo del número de curva a partir del álgebra

de mapas en ArcGIS, permite reducir el error asociado a la aproximación de éste parámetro por los métodos tradicionales de selección a partir de valores tabulados, que cuentan con una alta incertidumbre asociada. Dado que, permite tener en cuenta el efecto del tipo de suelo, la cobertura vegetal y la pendiente en la respuesta hidrológica de la cuenca (Savvidou. et al., 2016). Sin embargo se debe tener en cuenta que el análisis de la cuenca alta se realizó únicamente

con una estación pluviométrica y una estación limnigráfica, con lo cual se puede estar subestimando el efecto de la variabilidad de la lluvia con respecto a la altitud.

Si bien los resultados obtenidos en el modelo HEC-HMS indican que las precipitaciones asociadas a periodos de retorno de 2-10 años no generan un incremento significativo en los caudales del Río, mientras que, los escenarios analizados para los periodos de retorno de 25 a 500 años evidencian que el cuerpo de agua presenta una respuesta hidrológica significativa, alcanzando caudales hasta 15 veces superiores al caudal medio del Río ($15.59 \text{ m}^3/\text{s}$). Se considera que los primeros escenarios no deben ser descartados del análisis dado que se puede estar sobreestimando el efecto de la intercepción de la vegetación. Lo anterior está relacionado con la discrepancia existente entre la información suministrada por la CRC y los EOT y POT de los municipios circundantes, en los que se señala el proceso de deforestación de la cuenca y el cambio en el uso del suelo como una problemática creciente, debido al uso indebido del suelo asociado a: talas de árboles, sobre pastoreo, siembras a favor de la pendiente y la ampliación de la barrera agrícola (Alcaldía de Nueva Segovia de San Esteban de Caloto, 2016) (MAVDT, 2008) (Alcaldía Puerto Tejada, 2014).

Otro factor relevante dentro del análisis es el número de Manning, dado que su estimación cuenta con una incertidumbre asociada a la

imposibilidad de realizar una verificación en campo que permitiese verificar la totalidad del Río, sus características y estado de deterioro, por lo cual los coeficientes utilizados fueron comparados con otras metodologías con el fin de verificar el rango de ajuste. Sin embargo cabe notar que, si se dispone datos que permitan establecer con precisión las zonas de mayor deterioro ambiental, en las que se presenta extracción de materiales de arrastre y remoción de vegetación, el número de Manning podría calibrarse para distintas secciones del cauce y de esta manera se mejoraría la aproximación del modelo a las condiciones reales de la cuenca (Hicks y Peackoc, 2005).

El efecto esperado de la variación del número de Manning podría reflejarse en el aumento del nivel del agua, debido a la disminución del coeficiente de rugosidad en las secciones más deterioradas en las que prevalecerán los materiales finos en el lecho y habrá una menor presencia de vegetación emergente. Este efecto ya ha sido estudiado en ocasiones anteriores, en las que se ha logrado determinar que existe una correlación positiva entre la biomasa y el coeficiente de rugosidad de Manning, que se evidencia en la reducción de la sección transversal de flujo por unidad de área, debido a la presencia de vegetación en el lecho (Doncker, L et al., 2009).

En cuanto al modelo realizado en HEC-RAS, es preciso anotar que la sección del Río fue simplificada a un canal mediante el uso de las

herramientas de interpolación del software. Con lo cual, se podría estar sobrestimando el caudal máximo generado, como lo demuestra Saleh et al., 2013, en su estudio sobre el impacto de la morfología del cauce en el caudal y el nivel del agua, en el evidencian que es de vital importancia utilizar secciones transversales reales que permitan establecer los cambios en el nivel del lecho, sobre todo en cauces en los que hay fuertes cambios de sección transversal y de pendiente.

En cuanto al método de estimación del efecto de la confluencia con el Río Paila, se observa que al introducir el flujo como uniforme se genera un incremento en la elevación de la creciente, mientras que al utilizar el hidrograma lateral, la elevación reportada está asociada a caudales muy superiores que varían significativamente entre secciones, tanto aguas arriba como aguas abajo de la confluencia con el Río Paila. Lo anterior se debe a que el uso del flujo uniforme aplica como una medida puntual de caudal en un segmento, en el que se abarcan múltiples secciones y el uso del flujo lateral se utiliza como condición de frontera del modelo, lo cual afecta la estabilidad del mismo (Kay Sharkey, 2014). Por lo anterior, se considera que los resultados obtenidos con este último método están más ajustados a las características reales de flujo, sin embargo no puede corroborarse esta afirmación dado que no hay aforos registrados sobre este cuerpo de agua.

Por otro lado, se encuentra que la contribución del río Paila resulta siendo significativa para los periodos de retorno evaluados. Por lo cual, es de vital importancia que este análisis pueda ajustarse a datos de aforos con el fin de establecer huellas de inundación y niveles de caudal que suministren la información necesaria para establecer un plan de emergencia en caso de desbordamiento del Río. Este análisis es pertinente sobre todo en el punto de confluencia con el Río Palo en el municipio de Puerto Tejada en el que se encuentran ubicados: el Hospital a 32m de la orilla del Río Palo, La Gallera (barrio Las Dos Aguas) que se encuentra a 27 metros del Río Palo, una vivienda en el barrio el Triunfo que se encuentra sobre la zona de inundación a 2 m de la orilla y el matadero municipal sobre el margen del cauce (Alcaldía Puerto Tejada, 2014).

El modelo generado en HEC-RAS se considera una aproximación a los efectos del tránsito de la creciente sobre el área potencialmente inundable, dada la imposibilidad de realizar un mapa de inundación en HEC-GeoRAS. Por lo cual, se recomienda a la Autoridad Ambiental CRC que contemple la posibilidad de actualizar el registro de coberturas y de presiones sobre la cuenca, así como realizar un levantamiento batimétrico del río sobre las poblaciones circundantes, la instalación de una estación limnigráfica y pluviométrica en el punto de cierre antes de la confluencia con el Río Cauca y una estación limnigráfica sobre el Río Paila.

Para que las futuras actualizaciones del modelo suministrado, se ajusten a las problemáticas de las poblaciones bajo su jurisdicción.

La actualización de esta información permitirá hacer un análisis más detallado en el que se delimite el área de inundación sobre los centros poblados, a partir del uso de Hec-GeoRas. Para lo cual, pueden utilizarse las crecientes generadas en la sección aforada (HEC-HMS) siguiendo el procedimiento que se describe a continuación:

1. Generar el archivo RAS-GIS para importar: Para este procedimiento se requieren las curvas de nivel ajustadas al cauce sobre los núcleos de población. Mediante la utilización de las herramientas: Río (*River*), fronteras del lecho (*Bank stations*) y llanura de inundación (*Flow paths*), se delimita las principales características del Río. Con base en esta información se crean las secciones batimétricas (*XYCutlines*).
2. Una vez exportado el modelo, se procede a simular los escenarios propuestos en flujo inestable en HEC-RAS, siguiendo el mismo procedimiento que se presenta en la fase 6 de la metodología descrita. Se recomienda tener en cuenta periodos de retorno entre 2 y 100 años.
3. Los resultados son exportados nuevamente a ArcGIS para su visualización y tratamiento.

Para su ejecución, el manual suministrado por US Army Corps of Engineers para Hec-GeoRAS así como, la propuesta metodológica para la generación de mapas de inundación realizada por Rodríguez et al., 2007, pueden servir como guía metodológica.

Por otra parte, los resultados obtenidos indican que las medidas de gestión para el manejo de la cuenca del Río Palo en su totalidad, deben estar encaminadas principalmente a la recuperación de la cobertura vegetal en la zona, dado que el efecto del fenómeno de inundación modelado puede agravarse si se tiene en cuenta el estado de deterioro ambiental de la misma. Este efecto ha sido previamente estudiado sobre la cuenca Kasiliana en la que se observa un incremento de escorrentía superficial (60%), tras la pérdida de cobertura vegetal durante 40 años de análisis (Gholami, 2013), así como en la cuenca de Creek- Alabama durante el periodo 1966-2011, donde se encuentra que hay un incremento significativo en el caudal punta y el volumen de escorrentía de las crecientes modeladas, tras los cambios en la cobertura de uso del suelo gracias a la urbanización en una cuenca (Noori et al., 2016)

5. CONCLUSIONES

Con base en el análisis de las principales características de la cuenca, se establece que el tiempo de respuesta de las poblaciones aledañas a los márgenes del cauce en la cuenca aforada debe ser como máximo 5 horas y que la población del área potencialmente inundable tardará 9 horas en recibir el caudal generado, tras un evento de precipitación. Estos tiempos pueden utilizarse como punto de referencia ante futuros escenarios.

El modelo presenta un buen ajuste a los datos observados con un NOF y un EF de 0.34 y 1, respectivamente. Sin embargo, cabe notar que el modelo puede ajustarse aún más si se cuenta con información actualizada de la cobertura vegetal y el inventario de presiones sobre el recurso, lo cual deben tenerse en cuenta en futuras actualizaciones del mismo.

Adicionalmente se considera que es de vital importancia proceder a la instrumentación de la cuenca del Río Paila, principalmente en el punto de confluencia con el Río Palo sobre el municipio de Puerto Tejada, en el que se encuentran diferentes instalaciones que están en riesgo de sufrir los peores efectos.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Alcaldía de Miranda. (2001). *Esquema de Ordenamiento Territorial Municipio de Miranda-Cauca Diagnóstico Territorial*. Miranda-Cauca.
- Alcaldía de Nueva Segovia de San Esteban de Caloto. (2016). *Plan Basico de Ordenamiento Territorial*. Caloto-Cauca.
- Alcaldía Puerto Tejada. (2014). *Plan de Ordenamiento Territorial- Subsistema Fisico Biótico*. Puerto Tejada-Cauca.
- ASOCARS- Universidad del Valle. (2013). *Análisis hidráulico de las crecientes historicas del río Cauca*. Cali: Convenio de Asociación No. 001 de 2013.
- Banco Mundial Colombia y GFDRR. (2012). *Análisis de la gestión del riesgo de desastres en Colombia: Un aporte para la construcción e políticas públicas*. Bogotá: Banco Mundial Colombia.
- BID y CEPAL. (2012). *Valoración de daños y pérdidas Olainvernal en Colombia 2010-2011*. Bogotá: BID.
- Carvajal, et al. . (2007). *Estimación de caudales promedios mensuales por subcuencas hidrológicas mediante modelación con HEC-HMS*. 11(21).
- Chow, et al. (1994). *Hidrología aplicada*. McGraw-hill.
- Chu y Steinman. (2009). *Event and Continuous Hydrologic Modeling wwith HEC-*

- HMS. Journal of irrigation and drainage engineering, 119-123.
- CORPOPALO. (2017). Retrieved enero 7, 2018, from <http://www.corpopalo.com/la-subcuenca/>
- Doncker, L et al. (2009). *Determination of the Manning roughness coefficient influenced by vegetation in the river Aa and Biebrza river*. Environmental Fluid Mechanics, 549-567.
- Espinosa. (2015). *Modelamiento de la parte baja del rio Paila*. ResearchGate.
- Espinosa, P. M. (s.f.). *Modelamiento de la parte baja del rio Paila*. Popayan.
- Ferrer et al. (1995). *Generación automática del número de curva con sistemas de información geográfica*. Ingeniería y Agua, 43-58.
- Ghani, et al. (2007). *Revised equations for Manning's coefficient for sand-bed rivers*. IAHR, INBO & IAHS.
- Gholami, V. (2013). *The influence of reforestation in runoff generation and soil erosion (Case study: Kasilian Watershed)*. Journal of Forest Science, 272-278.
- Guzman et al. (2014). *Regionalización de Colombia según la estacionalidad de la precipitación media mensual, a travez análisis de componentes principales (ACP)*. Grupo de Modelamiento de Tiempo, Clima y Escenarios de Cambio Climático Subdirección de Meteorología -IDEAM, 1-55. Obtenido de <http://www.ideam.gov.co/documents/21021/21141/Regionalizacion+de+la+Precipitacion+Media+Mensual/1239c8b3-299d-4099-bf52-55a414557119>
- Hicks y Peacock. (2005). *Suitability of HEC-RAS for Flood Forecasting*. Canadian Water Resources Journal, 159-174.
- <http://www.corpopalo.com>. (s.f.).
- <http://www.minambiente.gov.co>. (s.f.).
- <http://www.minambiente.gov.co/index.php/noticias/3512-colombia-cuenta-con-17-pomcas-aprobados-bajo-el-nuevo-marco-legal-de-planificacion-de-cuencas>. (s.f.).
- Ibañez et al. (2009). *Métodos para la determinación del tiempo de concentración (tc) de una cuenca hidrográfica*. Valencia: Universidad Politécnica de Valencia.
- INVIAS. (2009). *Manual de Drenaje para Carreteras*. Bogotá.
- Kay Sharkey. (2014). *Investigating instabilities with HEC-RAS Unsteady Flow Modeling for Regulated Rivers at Low Flow Stages*. Knoxville: University of Tennessee.
- Mafla et al. (2016). *Estrategias de la planificación del recurso hídrico con fines de abastecimiento para consumo humano*. 34(4).
- Materon et al. (2010). *Modelación hidrológica e hidráulica aplicada a estudios de inundabilidad en cuencas naturales*

- de estudio: urbanización río Nima. 27(12). Gale Cengage Company.
- MAVDT. (2008). *Formulación del EOT municipio de Guachené: Documento de diagnóstico*.
- Mena, D. (2014). *Modelación Hidrológica de la Cuenca Alta del Río Atrato Mediante HEC-HMS, para la determinación Caudales Máximos*. Bogotá: IDEAM.
- Noori et al. (2016). *Identifying areas sensitive to land use/land cover change for downstream flooding in a coastal Alabama watershed*. Regional of Environmental Change, 1833-1845.
- Noticias Caracol. (21 de enero de 2017). Recuperado el 20 de marzo de 2018, de <https://noticias.caracoltv.com/cali/invierno-en-toribio-cauca-tiene-incomunicadas-miles-de-personas>
- Noticias Caracol. (8 de Noviembre de 2017). Recuperado el 20 de Marzo de 2018, de <https://noticias.caracoltv.com/cali/desbordamiento-del-rio-la-paila-deja-cuatro-desaparecidos-en-corinto-cauca>
- Pascual y Díaz. (2016). *Guía sobre la modelización hidrológica en el modelo HEC-HMS-Parte 2: La aplicación práctica del modelo HEC-HMS*. Cuadernos de Geomática.
- Periodico La Ultima. (21 de enero de 2017). Recuperado el 2018 de marzo de 20, de <http://periodicolaultima.com/2017/01/21/alerta-en-puerto-tejada-tras-aumento-en-caudales-de-los-rios-la-paila-y-el-palo/>
- Phillips y Tadayon. (2007). *Selection of Manning's Roughness Coefficient for Natural and Constructed Vegetated and Non-Vegetated Channels, and Vegetation Maintenance Plan Guidelines for Vegetated Channels in Central Arizona*. Virginia: U.S Geological Survey.
- Poveda h. (s.f.).
- Poveda y Mesa. (1996). *Las fases extremas del fenómeno ENSO (El Niño y la Niña) y su influencia sobre la hidrología de Colombia*. Ingeniería Hidráulica en Mexico, 21-37.
- Proclama. (17 de abril de 2015). Recuperado el 20 de marzo de 2018, de <https://www.proclamadelcauca.com/inundaciones-en-villa-rica-cauca/>
- Ramires, C., García, J., Ramirez, O., & Bocanegra, R. (s.f.). *Caracterización de los materiales del lecho de un río para propósitos de modelación matemática*. Seminario Internacional La Hidroinformática en la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos.
- Ramirez, et al. (2006). *Modelación morfológica del río Cauca en el tramo La Balsa-Juanchito*. Ingeniería Hidráulica.
- Ramos y Pacheco . (2017). *Análisis hidrológico e hidráulico de la cuenca del río Frio, Municipios de Ciénada y zona*

- bananera, depratamento de Magdalena. 9(1).
- Reshma et al. (2010). *Simulation of runoff in watersheds using SCS-CN and Muskingum-Cunge methods using remote sensing and geographical information systems*. International Journal of Advanced Ciencias and Technology, 25-42.
- Rey-Valencia y Zmbrano. (2017). *Estudio de la respuesta hidrológica en la cuenca urbana de montaña San Luis Palogrande*. 17(1).
- Rodriguez et al. (2007). *Propuesta metodológica para la generación de mapas de inundación y clasificación de zonas de amenaza. Caso de estudio en la parte baja del Rio Las Ceibas (Neiva-Huila)*. (16).
- Saleh et al. (2013). *Impact of river bed morphology on discharge and water simulated by 1D Saint-Venant Hydraulic Model at regional scale*. Journal of Hydrology, 169-177.
- Savvidou. et al. (2016). *A curve number approach to formulate hydrological response units with distributed hydrological modelling*. Hydrology and Earth System Sciences, 1-34.
- Scharffenberg, W. A. (2013). *Hydrologic Modeling Sytems HEC-HMS*. Washington DC: Hidrologic Engineer Center.
- USDA. (2004). *National Engineering Handbook Hydology Chapters*. Washington: USDA.
- USGS. (1989). *Guide for Selecting Manning's Roughness Coeficients for Natural Channels and Flood Plains*. U.S Geological survey water-supply paper 2339.
- Vargas y Diaz-Granados. (1998). *Curvas sinteticas regionalizadas de intencidad-duración-frecuencia para Colomba*.

7. ANEXOS

7.1. Anexo 1: Precipitación y caudales mes de octubre 2015

Día	Precipitación (mm)	Caudal (m ³ /s)
1.00	0	4.405
2.00	0	2.858
3.00	0	2.47
4.00	0	2.32
5.00	0	2.17
6.00	0	1.87
7.00	0	1.72
8.00	0	1.57
9.00	0	1.87
10.00	0	1.87
11.00	0	2.02
12.00	45	2.02
13.00	0	2.02
14.00	5	4.881
15.00	20	4.405
16.00	0	4.583
17.00	0	3.81
18.00	0	2.47
19.00	0	2.282
20.00	0	1.795
21.00	0	1.495
22.00	30	1.495
23.00	0	1.495
24.00	0	1.87
25.00	0	1.795
26.00	0	1.495
27.00	0	1.495
28.00	0	1.345
29.00	0	1.495
30.00	0	1.495
31.00	0	1.495

7.2. Anexo 2: Curva de masas para cada subcuenca

Duración	Periodo de Retorno (años) Río San Francisco							
(min)	2	5	10	25	50	100	250	500
0-10	0.72	0.86	0.98	1.17	1.33	1.52	1.81	2.06
10-20	0.77	0.92	1.05	1.25	1.43	1.63	1.94	2.21
20-30	0.84	1.00	1.14	1.36	1.55	1.76	2.10	2.40
30-40	0.92	1.10	1.25	1.49	1.70	1.94	2.30	2.63
40-50	1.03	1.22	1.40	1.66	1.90	2.16	2.57	2.94
50-60	1.18	1.40	1.60	1.91	2.18	2.48	2.95	3.37
60-70	1.41	1.68	1.92	2.28	2.61	2.97	3.54	4.04
70-80	1.84	2.19	2.50	2.97	3.39	3.87	4.61	5.26
80-90	3.05	3.63	4.15	4.93	5.63	6.42	7.64	8.72
90-100	9.04	10.75	12.27	14.60	16.66	19.00	21.93	24.43
100-110	2.24	2.67	3.05	3.63	4.14	4.72	5.62	6.41
110-120	1.59	1.89	2.16	2.57	2.93	3.34	3.98	4.54
120-130	1.28	1.53	1.74	2.07	2.36	2.70	3.21	3.66
130-140	1.10	1.31	1.49	1.77	2.02	2.31	2.75	3.13
140-150	0.97	1.16	1.32	1.57	1.79	2.04	2.43	2.77
150-160	0.88	1.04	1.19	1.42	1.62	1.84	2.20	2.50
160-170	0.80	0.96	1.09	1.30	1.48	1.69	2.01	2.30
170-180	0.75	0.89	1.01	1.21	1.38	1.57	1.87	2.13

Duración	Periodo de Retorno (años) Quebrada La Calera							
(min)	2	5	10	25	50	100	250	500
0-10	0.56	0.67	0.76	0.91	1.04	1.18	1.41	1.61
10-20	0.60	0.72	0.82	0.98	1.11	1.27	1.51	1.73
20-30	0.65	0.78	0.89	1.06	1.21	1.38	1.64	1.87
30-40	0.72	0.86	0.98	1.16	1.32	1.51	1.80	2.05
40-50	0.80	0.96	1.09	1.30	1.48	1.69	2.01	2.29
50-60	0.92	1.10	1.25	1.49	1.70	1.94	2.31	2.63
60-70	1.10	1.31	1.50	1.78	2.03	2.32	2.76	3.15
70-80	1.44	1.71	1.95	2.32	2.65	3.02	3.60	4.10
80-90	2.38	2.84	3.24	3.85	4.39	5.01	5.96	6.80
90-100	7.05	8.39	9.57	11.39	13.00	14.83	16.83	18.51
100-110	1.75	2.08	2.38	2.83	3.23	3.68	4.38	5.00
110-120	1.24	1.48	1.68	2.00	2.29	2.61	3.10	3.54
120-130	1.00	1.19	1.36	1.62	1.85	2.10	2.51	2.86
130-140	0.86	1.02	1.16	1.38	1.58	1.80	2.14	2.45
140-150	0.76	0.90	1.03	1.22	1.40	1.59	1.90	2.16
150-160	0.68	0.81	0.93	1.11	1.26	1.44	1.71	1.95
160-170	0.63	0.75	0.85	1.01	1.16	1.32	1.57	1.79
170-180	0.58	0.69	0.79	0.94	1.07	1.23	1.46	1.66

Duración	Periodo de Retorno (años) Río Tominio							
(min)	2	5	10	25	50	100	250	500
0-10	0.65	0.77	0.88	1.04	1.19	1.36	1.61	1.84
10-20	0.69	0.82	0.94	1.12	1.28	1.46	1.73	1.98
20-30	0.75	0.89	1.02	1.21	1.38	1.58	1.88	2.14
30-40	0.82	0.98	1.12	1.33	1.52	1.73	2.06	2.35
40-50	0.92	1.09	1.25	1.49	1.70	1.93	2.30	2.63
50-60	1.06	1.26	1.43	1.71	1.95	2.22	2.64	3.01
60-70	1.26	1.50	1.72	2.04	2.33	2.66	3.16	3.61
70-80	1.65	1.96	2.23	2.66	3.03	3.46	4.12	4.70
80-90	2.73	3.25	3.71	4.41	5.03	5.74	6.83	7.79
90-100	8.08	9.61	10.97	13.05	14.89	16.99	19.46	21.55
100-110	2.01	2.39	2.72	3.24	3.70	4.22	5.02	5.73
110-120	1.42	1.69	1.93	2.30	2.62	2.99	3.56	4.06
120-130	1.15	1.36	1.56	1.85	2.11	2.41	2.87	3.27
130-140	0.98	1.17	1.33	1.59	1.81	2.06	2.46	2.80
140-150	0.87	1.03	1.18	1.40	1.60	1.82	2.17	2.48
150-160	0.78	0.93	1.06	1.27	1.45	1.65	1.96	2.24
160-170	0.72	0.86	0.98	1.16	1.33	1.51	1.80	2.05
170-180	0.67	0.79	0.91	1.08	1.23	1.40	1.67	1.91

Duración	Periodo de Retorno (años) Río Lopez							
(min)	2	5	10	25	50	100	250	500
0-10	0.62	0.74	0.84	1.00	1.14	1.30	1.55	1.77
10-20	0.66	0.79	0.90	1.07	1.22	1.40	1.66	1.90
20-30	0.72	0.86	0.98	1.16	1.33	1.51	1.80	2.05
30-40	0.79	0.94	1.07	1.28	1.46	1.66	1.98	2.25
40-50	0.88	1.05	1.20	1.43	1.63	1.86	2.21	2.52
50-60	1.01	1.20	1.37	1.64	1.87	2.13	2.53	2.89
60-70	1.21	1.44	1.65	1.96	2.23	2.55	3.03	3.46
70-80	1.58	1.88	2.14	2.55	2.91	3.32	3.95	4.51
80-90	2.62	3.12	3.56	4.23	4.83	5.51	6.55	7.48
90-100	7.75	9.22	10.52	12.52	14.28	16.29	18.62	20.57
100-110	1.92	2.29	2.61	3.11	3.55	4.05	4.82	5.50
110-120	1.36	1.62	1.85	2.20	2.51	2.87	3.41	3.89
120-130	1.10	1.31	1.49	1.78	2.03	2.31	2.75	3.14
130-140	0.94	1.12	1.28	1.52	1.73	1.98	2.36	2.69
140-150	0.83	0.99	1.13	1.35	1.53	1.75	2.08	2.38
150-160	0.75	0.90	1.02	1.22	1.39	1.58	1.88	2.15
160-170	0.69	0.82	0.94	1.12	1.27	1.45	1.73	1.97
170-180	0.64	0.76	0.87	1.03	1.18	1.35	1.60	1.83

Duración	Periodo de Retorno (años) Río Jambálo							
(min)	2	5	10	25	50	100	250	500
0-10	0.75	0.89	1.02	1.21	1.38	1.58	1.88	2.14
10-20	0.80	0.96	1.09	1.30	1.48	1.69	2.01	2.30
20-30	0.87	1.04	1.18	1.41	1.61	1.83	2.18	2.49
30-40	0.96	1.14	1.30	1.55	1.76	2.01	2.39	2.73
40-50	1.07	1.27	1.45	1.73	1.97	2.25	2.67	3.05
50-60	1.23	1.46	1.66	1.98	2.26	2.58	3.07	3.50
60-70	1.47	1.75	1.99	2.37	2.71	3.09	3.68	4.19
70-80	1.91	2.28	2.60	3.09	3.53	4.02	4.79	5.46
80-90	3.17	3.78	4.31	5.13	5.85	6.67	7.94	9.06
90-100	9.39	11.17	12.75	15.17	17.30	19.74	22.86	25.53
100-110	2.33	2.78	3.17	3.77	4.30	4.90	5.84	6.66
110-120	1.65	1.97	2.24	2.67	3.04	3.47	4.13	4.71
120-130	1.33	1.59	1.81	2.15	2.46	2.80	3.34	3.80
130-140	1.14	1.36	1.55	1.84	2.10	2.40	2.85	3.26
140-150	1.01	1.20	1.37	1.63	1.86	2.12	2.52	2.88
150-160	0.91	1.08	1.24	1.47	1.68	1.92	2.28	2.60
160-170	0.84	1.00	1.14	1.35	1.54	1.76	2.09	2.39
170-180	0.78	0.92	1.05	1.25	1.43	1.63	1.94	2.21

Duración	Periodo de Retorno (años) Quebrada Venadillo							
(min)	2	5	10	25	50	100	250	500
0-10	0.52	0.62	0.71	0.84	0.96	1.10	1.31	1.49
10-20	0.56	0.67	0.76	0.91	1.03	1.18	1.40	1.60
20-30	0.61	0.72	0.82	0.98	1.12	1.28	1.52	1.73
30-40	0.67	0.79	0.91	1.08	1.23	1.40	1.67	1.90
40-50	0.74	0.89	1.01	1.20	1.37	1.57	1.86	2.13
50-60	0.85	1.02	1.16	1.38	1.58	1.80	2.14	2.44
60-70	1.02	1.22	1.39	1.65	1.89	2.15	2.56	2.92
70-80	1.33	1.59	1.81	2.15	2.46	2.80	3.34	3.80
80-90	2.21	2.63	3.00	3.57	4.07	4.65	5.53	6.31
90-100	6.54	7.79	8.88	10.57	12.06	13.76	16.37	18.68
100-110	1.62	1.93	2.21	2.63	3.00	3.42	4.07	4.64
110-120	1.15	1.37	1.56	1.86	2.12	2.42	2.88	3.28
120-130	0.93	1.11	1.26	1.50	1.71	1.95	2.32	2.65
130-140	0.79	0.95	1.08	1.28	1.46	1.67	1.99	2.27
140-150	0.70	0.84	0.95	1.14	1.30	1.48	1.76	2.01
150-160	0.64	0.76	0.86	1.03	1.17	1.34	1.59	1.81
160-170	0.58	0.69	0.79	0.94	1.07	1.23	1.46	1.66
170-180	0.54	0.64	0.73	0.87	1.00	1.14	1.35	1.54

Duración	Periodo de Retorno (años) Quebrada el Higuierón							
(min)	2	5	10	25	50	100	250	500
0-10	0.50	0.60	0.68	0.81	0.92	1.06	1.26	1.43
10-20	0.54	0.64	0.73	0.87	0.99	1.13	1.35	1.54
20-30	0.58	0.69	0.79	0.94	1.08	1.23	1.46	1.67
30-40	0.64	0.76	0.87	1.03	1.18	1.35	1.60	1.83
40-50	0.72	0.85	0.97	1.16	1.32	1.50	1.79	2.04
50-60	0.82	0.98	1.11	1.33	1.51	1.73	2.05	2.34
60-70	0.98	1.17	1.33	1.59	1.81	2.07	2.46	2.81
70-80	1.28	1.52	1.74	2.07	2.36	2.69	3.20	3.65
80-90	2.12	2.53	2.88	3.43	3.91	4.46	5.31	6.06
90-100	6.28	7.48	8.53	10.15	11.58	13.21	15.72	17.94
100-110	1.56	1.86	2.12	2.52	2.88	3.28	3.91	4.46
110-120	1.10	1.32	1.50	1.79	2.04	2.32	2.77	3.15
120-130	0.89	1.06	1.21	1.44	1.64	1.88	2.23	2.55
130-140	0.76	0.91	1.04	1.23	1.41	1.60	1.91	2.18
140-150	0.67	0.80	0.92	1.09	1.24	1.42	1.69	1.93
150-160	0.61	0.73	0.83	0.99	1.12	1.28	1.53	1.74
160-170	0.56	0.67	0.76	0.90	1.03	1.18	1.40	1.60
170-180	0.52	0.62	0.70	0.84	0.96	1.09	1.30	1.48

Duración	Periodo de Retorno (años) Río Paila							
(min)	2	5	10	25	50	100	250	500
0-10	1.09	1.30	1.48	1.76	2.01	2.29	2.73	3.11
10-20	1.17	1.39	1.59	1.89	2.16	2.46	2.93	3.34
20-30	1.27	1.51	1.72	2.05	2.34	2.66	3.17	3.62
30-40	1.39	1.65	1.89	2.25	2.56	2.92	3.48	3.97
40-50	1.55	1.85	2.11	2.51	2.86	3.27	3.89	4.44
50-60	1.78	2.12	2.42	2.88	3.29	3.75	4.46	5.09
60-70	2.13	2.54	2.90	3.45	3.93	4.49	5.34	6.09
70-80	2.78	3.31	3.77	4.49	5.12	5.85	6.96	7.94
80-90	4.61	5.49	6.26	7.45	8.50	9.70	11.54	13.16
90-100	13.64	16.24	18.52	22.05	25.15	28.69	33.40	37.45
100-110	3.39	4.03	4.60	5.48	6.25	7.13	8.48	9.68
110-120	2.40	2.86	3.26	3.88	4.42	5.05	6.01	6.85
120-130	1.94	2.31	2.63	3.13	3.57	4.07	4.85	5.53
130-140	1.66	1.97	2.25	2.68	3.05	3.48	4.15	4.73
140-150	1.47	1.74	1.99	2.37	2.70	3.08	3.67	4.18
150-160	1.32	1.58	1.80	2.14	2.44	2.79	3.32	3.78
160-170	1.22	1.45	1.65	1.96	2.24	2.56	3.04	3.47
170-180	1.13	1.34	1.53	1.82	2.08	2.37	2.82	3.22

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
Y
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS



**Universidad
de Alcalá**



**Universidad
Rey Juan Carlos**

**MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

TRABAJO FIN DE MÁSTER

**Determinación de áreas de inundación
para diferentes períodos de retorno en
la zona urbana de Portoviejo, Ecuador**

*Determination of flood areas for
different return periods in urban area
of Portoviejo, Ecuador*

AUTOR:
Willian Vélez Zamora

DIRECTOR:
Dr. Francisco Carreño Conde (URJC)

Alcalá de Henares, 25 de septiembre de 2018

ÍNDICE

RESUMEN	363
1. INTRODUCCIÓN	363
2. OBJETIVOS	365
2.1. Objetivo General	365
2.2. Objetivos Específicos	365
3. METODOLOGÍA	365
3.1. Zona de estudio	365
3.2. Caracterización geomorfológica e hidrológica de la cuenca de aporte....	366
3.3. Tormentas de diseño para periodo de retorno.....	368
3.3.1. Distribución espacial de la precipitación	368
3.3.2. Distribución temporal de la precipitación	377
3.4. Estudio hidrológico de la cuenca de aporte	380
3.4.1. Método del número de curva de escorrentía SCS	381
3.4.2. Generación de CN de subcuencas	387
3.4.3. Método del tiempo de retardo CN de la cuenca hidrográfica	387
3.4.4. Tránsito distribuido de los caudales	387
3.4.5. Hidrograma unitario adimensional del SCS	388
3.5. Estudio hidráulico del río y sus llanuras de inundación	389
3.5.1. Terreno	389
3.5.2. Área de flujo 2D	390
3.5.3. Condiciones de límite externo del Área de flujo 2D	391
3.5.4. Datos de flujo no permanente ...	391
3.5.5. Análisis de flujo no permanente	392
4. RESULTADOS	392
4.1. Caracterización geomorfológica e hidrológica de la cuenca de aporte....	392
4.2. Tormentas de diseño para cada periodo de retorno.....	396
4.2.1. Distribución espacial de la precipitación	396
4.2.2. Distribución temporal de la precipitación	397
4.3. Estudio hidrológico de la cuenca de aporte	399
4.3.1. Generación de CN de subcuencas	399
4.3.2. Método del tiempo de retardo CN de la cuenca hidrográfica	400
4.3.3. Tránsito distribuido de los caudales	401
4.3.4. Hidrograma unitario adimensional del SCS	403
4.4. Estudio hidráulico del río y sus llanuras de inundación	404
5. DISCUSIÓN	406
5.1. Caudales pico	406
5.2. Áreas de inundación	410
6. CONCLUSIONES	416
7. BIBLIOGRAFÍA.....	419
8. ANEXOS.....	420

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Estaciones meteorológicas y sus intensidades máximas en 24 horas para varios periodos de retorno	372
Tabla 2. Valores concluidos para las relaciones a la lluvia de duración 24 horas....	377
Tabla 3. Grupos hidrológicos del suelo de acuerdo con su textura	384
Tabla 4. Números de curva de escorrentía para usos selectos de tierra agrícola, suburbana y urbana; AMC II, $I_a=0.2S$	385
Tabla 5. Reclasificación del uso y cobertura del suelo.....	386
Tabla 6. GHS y su relación con la textura del suelo de la cuenca de aporte	395
Tabla 7. Caracterización geomorfológica de las subcuencas	396
Tabla 8. Caracterización hidrológica de las subcuencas.....	396
Tabla 9. Precipitación media distribuida por el método de las isoyetas	397
Tabla 10. Coeficiente de distribución de área de cada subcuenca.....	398
Tabla 11. Tabla de base de datos “CNLoopUp”	399
Tabla 12. Número de curva de cada subcuenca	400
Tabla 13. Tiempo de retardo de cada subcuenca	401
Tabla 14. Características y número de Manning de cada tramo	401
Tabla 15. Sección transversal del tramo 1	401
Tabla 16. Sección transversal del tramo 2	402
Tabla 17. Caudales pico y volúmenes resultantes con HEC-HMS	403
Tabla 18. Áreas de inundación resultantes con HEC-HMS	404
Tabla 19. Comparación de caudales pico para el periodo de retorno de de 100 años	406
Tabla 20. Particularidades de los estudios en comparativa con el TFM.....	407
Tabla 21. Comparación de números de surva.....	407
Tabla 22. Parámetros básicos para el modelo de la cuenca Montesanto con HEC-HMS.....	409
Tabla 23. Comparativa definitiva de los caudales pico.....	410
Tabla 24. Intensidades máximas en 24 horas de la estación Portoviejo – M0005	410
Tabla 25. Tiempo de concentración de cada subcuenca.....	412

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Foto aérea de zona urbana afectada por inundación.....	364
Figura 2. Ubicación de la zona de estudio....	366
Figura 3. Punto de drenaje de la cuenca de aporte	367
Figura 4. Zonificación de intensidades de la Demarcación de Manabí.....	370
Figura 5. Localización de las Estaciones Meteorológicas	375
Figura 6. Hietograma de diseño	379
Figura 7. Distribución de la Precipitación por Área.....	380
Figura 8. Solución de ecuación de escorrentía.....	383
Figura 9. Formato para describir la geometría del canal con 8 puntos	388
Figura 10. Hidrograma adimensional.....	389
Figura 11. Comparación del valor calculado por el modelo y la curva e INAMHI de la estación hidrológica H1081	391
Figura 12. Mapa de subcuencas	393
Figura 13. Mapa de pendientes.....	394
Figura 14. Mapa de usos del suelo	394
Figura 15. Mapa de texturas del suelo.....	395
Figura 16. Mapa de isoyetas para el periodo de retorno de 100 años.....	396
Figura 17. Curvas IDF de la subcuenca río Lodana	397
Figura 18. Hietograma de diseño Tr100 de la subcuenca Río Lodana.....	398
Figura 19. Modelo de estudio hidrológico en HEC-HMS	399
Figura 20. Mapa de números de surva	400
Figura 21. Gráfico de la sección del tramo 1 en HEC-HMS	402
Figura 22. Gráfico de la sección del tramo 2 en HEC-HMS	403
Figura 23. Hidrograma de crecida para Tr100	404
Figura 24. Mapa de áreas de inundación en la zona urbana de Portoviejo	405
Figura 25. Resultados de modelación hidrológica de la cuenca Montesanto para Tr100	409
Figura 26. Distribución temporal de la tormenta del 8 de abril de 2017	411
Figura 27. Hidrograma de la crecida de la tormenta del 8 de abril de 2017	413
Figura 28. Representación semi-logarítmica para estimar la frecuencia del modelo	414
Figura 29. Mosaico de un tramo de la inundación del 8 de abril de 2017.....	415
Figura 30. Área de inundación del modelo vs ortofotos del 8 de abril de 2017	415
Figura 31. Mapa de isoyetas para el periodo de retorno de 2 años.....	420
Figura 32. Mapa de isoyetas para el periodo de retorno de 5 años.....	421
Figura 33. Mapa de isoyetas para el periodo de retorno de 10 años.....	421
Figura 34. Mapa de isoyetas para el periodo de retorno de 25 años.....	422
Figura 35. Mapa de isoyetas para el periodo de retorno de 50 años.....	422
Figura 36. Curvas IDF de subcuenca Río Pata de Pájaro – Santa Ana.....	423
Figura 37. Curvas IDF de subcuenca Río Visquije – Bonce	423
Figura 38. Curvas IDF de subcuenca Río El Cado – Montesanto	424
Figura 39. Hietograma de diseño Tr100 de la subcuenca Río Pata de Pájaro–Santa Ana .	424

Figura 40. Hietograma de diseño Tr100 de la subcuenca Río Visquije – Bonce	425
Figura 41. Hietograma de diseño Tr100 de la subcuenca Río El Cado – Montesanto	425
Figura 42. Hidrograma de crecida para el Tr2	426
Figura 43. Hidrograma de crecida parra el Tr5	427
Figura 44. Hidrograma de crecida para el Tr10	427
Figura 45. Hidrograma de crecida para el Tr25	428
Figura 46. Hidrograma de crecida para el Tr50	428

TABLA DE ABREVIATURAS

AMC:	<i>Antecedent Moisture Condition</i>
CISPDR:	<i>Changjiang Institute of Survey, Planning, Design and Research</i>
CN:	<i>Curve Number</i>
D.H.:	Demarcación Hidrográfica
GADM:	Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal
GHS:	Grupos Hidrológicos del Suelo
HEC-GeoHMS:	<i>Hydrologic Engineering Center's Geospatial Hydrologic Modeling Extension</i>
HEC-HMS:	<i>Hydrologic Engineering Center – Hydrologic Modeling System</i>
HEC-RAS:	<i>Hydrologic Engineering Center – River Analysis System</i>
IDF:	Intensidad-Duración-Frecuencia
IEOS:	Instituto Ecuatoriano de Obras Sanitarias
INAMHI:	Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología
JICA:	<i>Japan International Cooperation Agency</i>
MAG:	Ministerio de Agricultura y Ganadería
MDT:	Modelo Digital de Terreno
msnm:	Metros sobre el nivel del mar
NLCD:	<i>National Land Cover Database</i>
NRCS:	<i>Natural Resources Conservation Service</i>
SAFARHY:	<i>Statistiques et d'Analyse Fréquentielle Adapté à l'évaluation du Risque en Hydrologie</i>
SCS:	<i>Soil Conservation Service</i>
SENAGUA:	Secretaría del Agua
SIG:	Sistema de Información Geográfica

SIGTIERRAS: Sistema Nacional de
Información y Gestión de Tierras Rurales e
Infraestructura Tecnológica

TFM: Trabajo Fin de Máster

TR-55: *Technical Release 55*

USDA: *United States Department of
Agriculture*

USGS: *United States Geological Survey*

UTM: *Universal Transverse Mercator*

RESUMEN

La iniciativa de realizar este estudio nació de la necesidad de contar con información fiable, que permita valorar la magnitud del alcance físico de las recurrentes inundaciones que azotan a la ciudad de Portoviejo (Ecuador), situada en la cuenca del río Portoviejo.

Con el objetivo de establecer las áreas que podrían inundarse, se empleó el ArcGIS como SIG (sistema de información geográfica) en conjunto con el HEC-GeoHMS (*Hydrologic Engineering Center's Geospatial Hydrologic Modeling Extension*) para caracterizar la cuenca que, en teoría, aporta con la escorrentía que genera las crecidas; y, las aplicaciones informáticas HEC-HMS (*Hydrologic Engineering Center – Hydrologic Modeling System*) y HEC-RAS (*Hydrologic Engineering Center – River Analysis System*) para ejecutar las corridas hidrológicas e hidráulicas respectivamente.

El modelo hidrológico se basó en la metodología desarrollada por el SCS (*Soil Conservation Service*), hoy conocido como NRCS (*Natural Resources Conservation Service*), para el proceso de transformación lluvia-escorrentía. El análisis de las precipitaciones para la definición de las tormentas de diseño se ha basado, en su totalidad, en la actualización del estudio de lluvias intensas publicado en 2015; por esta razón, se pudo contar con registros meteorológicos actualizados en el desarrollo

de los hietogramas de diseño. La caracterización de la cuenca de aporte y los hietogramas obtenidos se utilizaron en las modelaciones hidrológicas con la aplicación HEC-HMS, para obtener los hidrogramas de crecida; estos hidrogramas más la información topográfica y el coeficiente de rugosidad de Manning, fueron el insumo principal para ejecutar las corridas de la modelación hidráulica en HEC-RAS y determinar las áreas de inundación para cada intervalo de recurrencia.

Los resultados más relevantes de este estudio fueron los caudales pico, hidrogramas de crecida y, la tabla y el mapa de áreas de inundación para cada período de retorno en la zona urbana de Portoviejo. Se pudo comparar estos resultados con fotos, registradas en tiempo real, de la crecida de abril de 2017; dónde, se confirmó una gran similitud con el modelo.

En conclusión, desde la descarga de la quebrada Montesanto hasta el puente Papagayo, la afectación por inundación es menor a la que se tendría de ahí en adelante. Además, se expuso que la zona norte de la urbe portovejense es la más susceptible a inundaciones.

1. INTRODUCCIÓN

Las áreas próximas a los ríos generalmente son planas, propicias para el asentamiento humano, hecho que motivó su ocupación.

Con el crecimiento desordenado y acelerado de las ciudades, principalmente en la segunda mitad del siglo pasado, las áreas de riesgo considerables, como lo son las terrazas inundables, fueron ocupadas, trayendo muchos perjuicios humanos y materiales (Tucci y Bertoni, 2006).

Uno de los eventos naturales de mayor problema que enfrenta la ciudad de Portoviejo son las inundaciones, producto de los eventos extremos de precipitación que se presentan en invierno. La zona urbana

evidencia gran afectación debido al mayor grado de densidad poblacional que tiene, donde, los asentamientos de la urbe se encuentran en los sitios más amenazados por las crecidas, creando áreas de alta vulnerabilidad y riesgo, que suponen un peligro para quienes habitan los sectores aledaños al tránsito del río. La Figura 1 muestra una fotografía aérea de una crecida acontecida el día 8 de abril de 2017.



Figura 1. Foto aérea de zona urbana afectada por inundación (Fuente: GADM [Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal] del Cantón Portoviejo).

Es muy conocido el dicho popular “el río tarde o temprano recupera sus terrenos”, y los eventos que han ocurrido así lo demuestran, tal vez sea necesario volver a retomar las costumbres de nuestros antepasados, en virtud a su conocimiento del

medio que los rodeaba y al respeto que existía sobre la naturaleza y sus procesos; sin lugar a dudas los desastres se han hecho evidentes ahora porque hemos perdido esa capacidad de comunicarnos con la naturaleza y aprender a convivir con el río, con la

montaña, con el océano y con todos aquellos elementos que hoy de alguna manera han dejado de ser naturaleza para convertirse en amenaza (Giraldo y Valencia, 2005).

El análisis del riesgo debe convertirse en un componente fundamental de la planificación del desarrollo de cualquier región. Los diferentes eventos potencialmente peligrosos para la población deben ser analizados, no sólo en su dinámica propia, sino en la forma que los seres humanos han influido para que dichos eventos puedan llegar a convertirse en desastres, los que en muchos casos han causado impactos severos sobre poblaciones y sus infraestructuras (Giraldo y Valencia, 2005).

Al presente, no existe información actualizada y fiable que indique las áreas que podrían ser afectadas por inundaciones, en función de sus períodos de retorno, lo que impide realizar una planificación adecuada del ordenamiento territorial y planes para cuantificar, prevenir o mitigar los riesgos y consecuencias que generan las crecidas del río en la zona urbana de la ciudad.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

Determinar las áreas de inundación para diferentes períodos de retorno en la zona urbana de Portoviejo, Ecuador.

2.2. Objetivos Específicos

- Realizar la caracterización geomorfológica e hidrológica de la cuenca de aporte.
- Elaborar las tormentas de diseño para cada período de retorno.
- Realizar el estudio hidrológico de la cuenca, y
- Realizar el estudio hidráulico del río y sus llanuras de inundación en la zona urbana de Portoviejo.

3. METODOLOGÍA

Para el desarrollo de los trabajos se da prioridad a la información oficial disponible y proveniente de las entidades gubernamentales que regulan estos estudios, como insumo principal, debido a la importancia de los resultados que se prevé obtener; así como, al uso de herramientas y aplicaciones informáticas de última generación para procesar los datos.

3.1. Zona de estudio

El presente trabajo se realiza en la cuenca alta y media del río Portoviejo de la D.H. (Demarcación Hidrográfica) Manabí, ubicado aproximadamente entre las coordenadas UTM (*Universal Transverse Mercator*) X: 544351, Y: 9893777 y X: 614351, Y: 9843777; con elevaciones que van desde los 520 msnm (metros sobre el nivel del mar), inicio del río Lodana, hasta

los 26 msnm al final del tramo del estudio hidráulico (Figura 2).

La zona correspondiente al estudio (Figura 2) se elaboró en base al archivo *shapefile* de las Cuencas Hidrográficas del Ecuador de la SENAGUA (Secretaría del Agua).

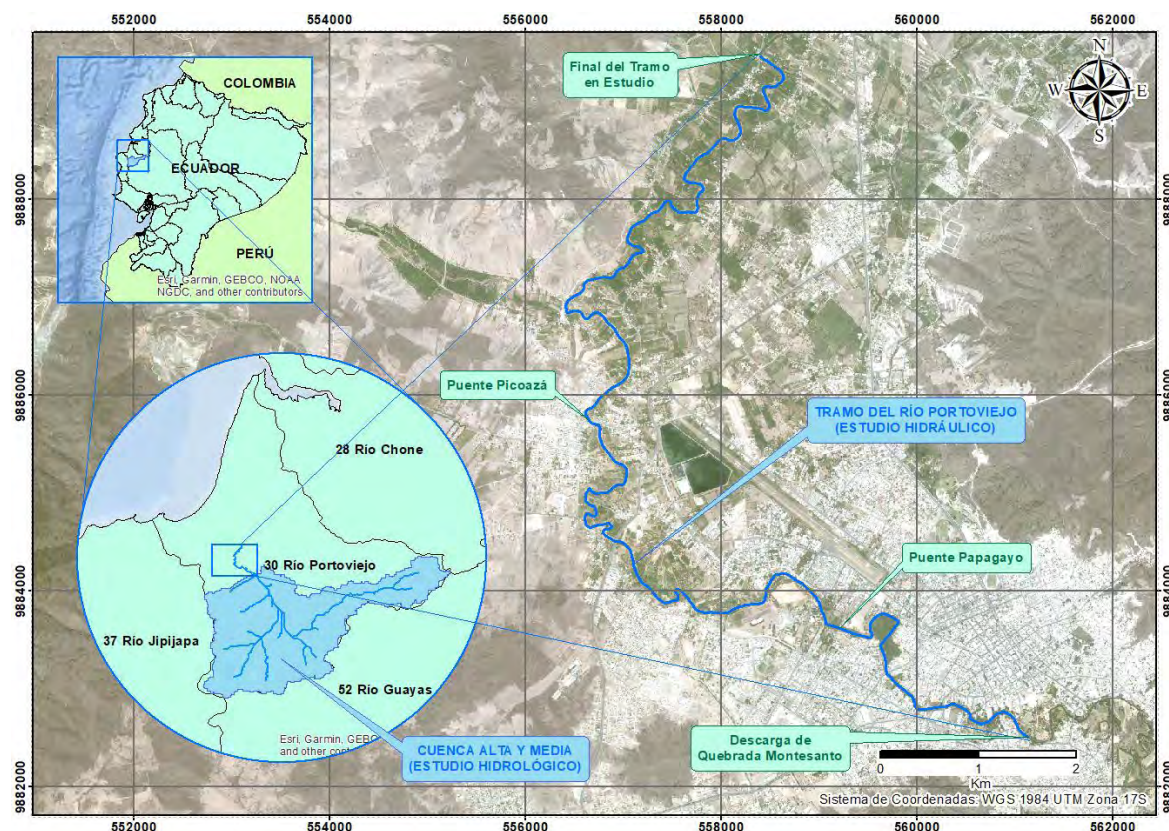


Figura 2. Ubicación de la zona de estudio (Fuente de datos cartográficos: SENAGUA, Secretaría del Agua, www.senagua.gob.ec).

3.2. Caracterización geomorfológica e hidrológica de la cuenca de aporte

La cuenca de aporte es el área que se forma a partir de colocar un punto de cierre hipotético en el sitio que se prevé como inicio del modelo hidráulico (Figura 3), ubicado en la cuenca media del río

Portoviejo, justo en la descarga de la quebrada Montesanto, en las coordenadas UTM X: 561390, Y: 9882447; y, por tanto, se considera a la cuenca alta y media como la superficie objeto del estudio hidrológico.

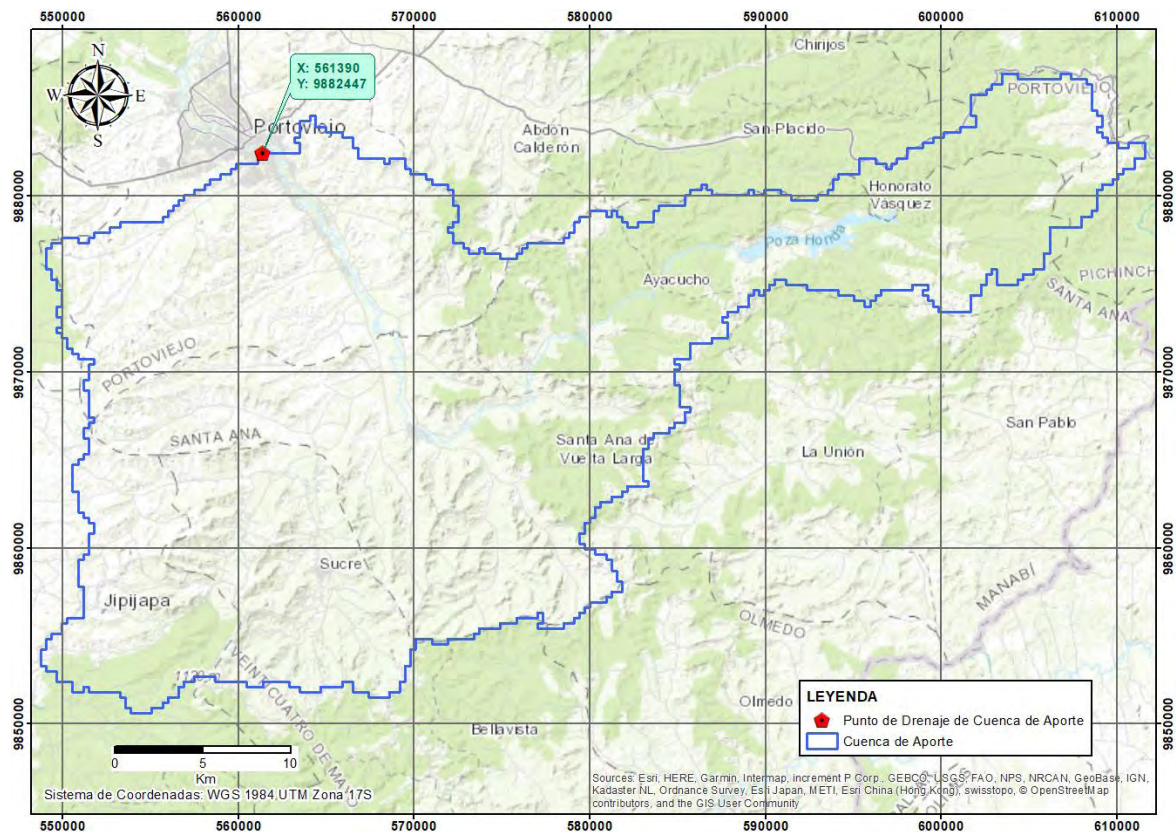


Figura 3. Punto de drenaje de la cuenca de aporte.

El insumo principal para caracterizar la cuenca de estudio es la topografía. Se ha empleado el archivo *shapefile* de curvas de nivel a escala 1:25000 suministrado por el MAG (Ministerio de Agricultura y Ganadería) y con el conjunto de *software* ArcGIS se creó el MDT (Modelo Digital de Terreno) en formato ráster.

Se ha utilizado la aplicación HEC-GeoHMS como *plugin* del ArcGIS, para establecer la cuenca, subcuencas (área, perímetro, coeficiente de compacidad y pendiente), y los cauces (longitud del cauce principal, altura máxima, mínima, desnivel y pendiente).

El índice de Gravelius o coeficiente de compacidad (K_c) es la relación entre el

perímetro de la cuenca y la longitud de la circunferencia de un círculo de área igual a la de la cuenca.

$$K_c = \frac{0.28 * P}{\sqrt{A}} \quad (1)$$

Dónde:

P = Perímetro de la cuenca, en Km

A = Área de drenaje de la cuenca, en Km²

Cuanto más irregular sea la hoya mayor será su coeficiente de compacidad. Una hoya circular posee el coeficiente mínimo, igual a uno. Hay mayor tendencia a las crecientes en la medida en que este número sea próximo a la unidad (Monsalve, 1999).

Del proceso de caracterización de la cuenca se obtienen: tablas, mapa de subcuencas,

mapa de pendientes, mapa de texturas del suelo y mapa de usos del suelo.

3.3. Tormentas de diseño para cada período de retorno

Una tormenta de diseño es un patrón de precipitación definido para utilizarse en el diseño de un sistema hidrológico. Usualmente la tormenta de diseño conforma la entrada al sistema, y los caudales resultantes a través de éste se calculan utilizando procedimientos de lluvia-escorrentía y tránsito de caudales. Una tormenta de diseño puede definirse mediante un valor de profundidad de precipitación en un punto, mediante un hietograma de diseño que especifique la distribución temporal de la precipitación durante una tormenta, o mediante un mapa de isoyetas que especifique el patrón espacial de la precipitación (Chow *et al.*, 1994).

Los sistemas hidrológicos son afectados algunas veces por eventos extremos, tales como tormentas severas, crecientes y sequías. La magnitud de un evento extremo está inversamente relacionada con su frecuencia de ocurrencia, es decir, eventos muy severos ocurren con menor frecuencia que eventos más moderados (Chow *et al.*, 1994).

Uno de los primeros pasos que debe seguirse en muchos proyectos de diseño hidrológico, como el diseño de un drenaje urbano, es la determinación del evento o los eventos de lluvia que deben usarse. La forma más

común de hacerlo es utilizar una tormenta de diseño o un evento que involucre una relación entre la intensidad de lluvia (o profundidad), la duración y las frecuencias o períodos de retorno apropiados para la obra y el sitio (Chow *et al.*, 1994).

El número de años que en promedio se presenta un evento determinado de igual o mayor intensidad se llama período de retorno, intervalo de recurrencia o simplemente frecuencia. El período de retorno es un parámetro muy importante al momento de diseñar una obra hidráulica destinada a soportar avenidas (Guachamín *et al.*, 2015).

Las tormentas de diseño y sus períodos de retorno se establecieron en base a la actualización del estudio de lluvias intensas del INAMHI (Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología). Se realizaron los siguientes procesos:

- Distribución espacial de la precipitación, y
- Distribución temporal de la precipitación.

3.3.1. Distribución espacial de la precipitación

La estimación de la cantidad total de lluvia suele abordarse mediante el análisis estadístico de los datos registrados en las estaciones pluviométricas de la zona, expresando normalmente los resultados en forma gráfica como isoyetas de un

determinado período de retorno (Ferrer, 2000).

En general, la altura de lluvia que cae en un sitio dado difiere de la que cae en los alrededores, aunque sea en sitios cercanos. Los pluviómetros y los pluviógrafos registran la lluvia puntual, es decir, la que se produce en el punto en que está instalado el aparato y, para los cálculos ingenieriles, es necesario conocer la lluvia media en una zona dada, como puede ser una cuenca (Aparicio, 1992).

La precipitación puntual es aquella que ocurre en un punto único del espacio en contraste con la precipitación promedio sobre un área que es la precipitación que ocurre sobre una región completa. Para el análisis de frecuencia de la precipitación puntual, se selecciona la precipitación máxima anual con una duración dada para todas las tormentas de un año, para cada uno de los años del registro histórico. Este proceso se repite para cada una de las series de duraciones. Para cada duración, el análisis de frecuencia se lleva a cabo para deducir las profundidades de precipitación de diseño con varios períodos de retorno; después, las profundidades de diseño se convierten en intensidades dividiéndolas por la duración de la precipitación (Chow *et al.*, 1994).

Analizando los datos de esta forma, Guachamín *et al.* (2015) determinó las intensidades máximas en 24 horas con información pluviométrica para varios períodos de retorno, aplicando ajustes

estadísticos a las intensidades máximas, como se indica a continuación:

- Obtención de la Intensidad Máxima

La determinación de las intensidades máximas se realizó a partir de las series anuales, es decir para una duración dada se escoge la máxima intensidad observada en cada año hidrológico. Para la obtención de la intensidad máxima se utiliza la siguiente ecuación:

$$i = \frac{P}{t} \quad (2)$$

Dónde:

i = Intensidad (mm/h)

P = Precipitación (mm)

t = Duración (h)

- Ajuste Estadístico

Luego de la obtención de las intensidades máximas, se procede al análisis de parámetros estadísticos como promedio (\bar{x}), número total de datos (n), desviación estándar (S), coeficiente de asimetría (C_s) y coeficiente de variación (C_v).

Promedio (\bar{x})

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n xi}{n} \quad (3)$$

Desviación Estándar (S)

$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (xi - \bar{x})^2}{n - 1}} \quad (4)$$

Coefficiente de Asimetría (Cs) (5)

$$Cs = \frac{n}{(n-1) * (n-2)} * \frac{\sum_{i=1}^n (xi - \bar{x})^3}{S^3}$$

Coefficiente de Variación (Cv)

$$Cv = \frac{S}{\bar{x}} \quad (6)$$

Dónde:

xi = dato de intensidad máxima de cada año.

n = número total de años de registro.

Para la obtención de los valores de intensidades máximas para períodos de retorno de 2, 5, 10, 25, 50 y 100 años, Guachamín *et al.* (2015) utilizó el paquete

estadístico SAFARHY (*Statistiques et d'Analyse Fréquentielle Adapté à l'évaluation du Risque en Hydro*), específicamente las leyes de distribución para valores extremos Log Normal, Gumbel, Log Gumbel y Pearson Tipo III, seleccionando los valores que mejor se ajustan en función del ajuste gráfico y el coeficiente de asimetría, y aplicó la prueba de bondad de ajuste Chi-cuadrado; análisis que realizó para los datos provenientes de las estaciones pluviográficas y pluviométricas. La Figura 4 muestra las zonas de intensidades de la D.H. Manabí, distribuidas mediante polígonos de Thiessen.

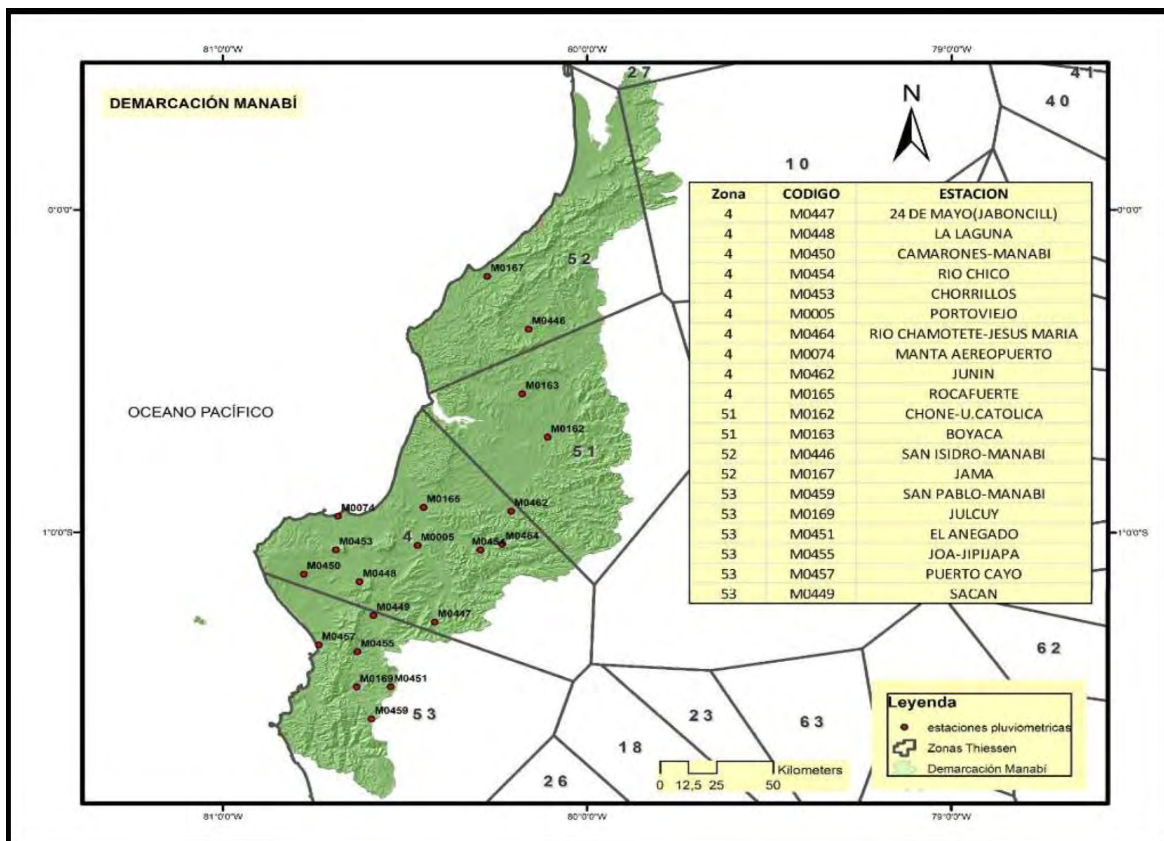


Figura 4. Zonificación de intensidades de la Demarcación de Manabí (Fuente: Guachamín *et al.*, 2015).

El área que abarca este TFM (Trabajo Fin de Máster) se encuentra en la zona 4, regida por la estación meteorológica Portoviejo – M0005 que cuenta con pluviógrafo y pluviómetro.

De los resultados obtenidos por Guachamín *et al.* (2015) se utilizan las intensidades máximas en 24 horas determinadas con información pluviométrica, estos valores están representados en mm/h por una hora, es decir, estas intensidades son iguales a la precipitación en mm.

La Tabla 1 se elaboró en base a la actualización del estudio de lluvias intensas y el archivo *shapefile* de la Red de Estaciones Meteorológicas Convencionales del Ecuador, descargado del sitio *web* oficial del INAMHI (www.serviciometeorologico.gob.ec), e indica las estaciones meteorológicas con las intensidades máximas en 24 horas para varios períodos de retorno.

Tabla 1. Estaciones meteorológicas y sus intensidades máximas en 24 horas para varios períodos de retorno
(Adaptado de Guachamín *et al.*, 2015).

Código	Estación Meteorológica	Este	Norte	Altitud	Serie Datos	Tr2	Tr5	Tr10	Tr25	Tr50	Tr100
M0005	Portoviejo	560132	9885320	59	1964-2011	2.07	3.11	3.85	4.84	5.62	6.42
M0006	Pichilingue	667688	9881209	81	1963-2010	4.83	6.04	6.79	7.69	8.33	8.95
M0026	Puerto ILA	684618	9946986	319	1964-2011	4.80	6.00	6.74	7.63	8.26	8.88
M0031	Cañar	728467	9717724	3083	1964-2011	0.93	1.18	1.35	1.55	1.71	1.86
M0037	Milagro (Ingenio Valdez)	655655	9765817	23	1936-2011	4.40	5.48	6.13	6.89	7.42	7.93
M0051	Babahoyo - UTB	662899	9800950	7	1935-2011	5.01	6.19	6.85	7.60	8.10	8.58
M0074	Manta Aeropuerto	534986	9894627	12	1964-1988	1.86	2.57	3.04	3.63	4.07	4.50
M0122	Pilalo	722882	9895271	2504	1964-2011	1.75	2.12	2.36	2.67	2.89	3.12
M0123	El Corazón	713901	9874232	1471	1964-2011	3.25	4.78	5.78	7.06	8.00	8.94
M0124	San Juan La Mana	694990	9898296	215	1982-2011	5.24	6.77	7.67	8.72	9.44	10.12
M0129	Caluma	689651	9820493	350	1982-2011	4.37	6.04	7.14	8.54	9.57	10.60
M0130	Chillanes	715176	9781147	2330	1982-2011	1.75	2.31	2.68	3.14	3.48	3.83
M0136	Chunchi	730679	9747978	2177	1982-2011	1.17	1.68	2.02	2.44	2.76	3.07
M0160	El Carmen	674820	9970915	260	1982-2011	5.65	6.77	7.44	8.23	8.78	9.31
M0162	Chone - U. Católica	606979	9926212	36	1982-2011	3.70	4.96	5.80	6.85	7.64	8.41
M0163	Boyacá	591216	9936532	70	1982-2011	2.15	3.79	4.84	6.13	7.05	7.94
M0165	Rocafuerte	561103	9897664	20	1982-2011	2.15	3.16	3.83	4.68	5.30	5.93
M0166	Olmedo - Manabí	588345	9845737	67	1982-2011	3.94	4.95	5.57	6.31	6.85	7.37
M0167	Jama	581807	9978239	12	1982-2011	3.08	4.58	5.58	6.53	7.77	8.69
M0169	Julcuy	540665	9836044	263	1982-2011	1.98	2.61	3.00	3.39	3.78	4.08
M0171	Camposano #2	566371	9823572	113	1982-2011	3.36	4.24	4.78	5.44	5.91	6.37
M0172	Pueblo Viejo	661994	9831787	19	1965-2010	4.71	6.30	7.26	8.38	9.16	9.90
M0173	Playas-Gral. Villamil	566327	9709135	30	1982-2010	1.93	3.82	5.08	6.67	7.85	9.02
M0175	El Progreso-Guayas	570169	9734342	6	1982-2009	3.31	4.91	5.93	7.22	8.18	9.13

Código	Estación Meteorológica	Este	Norte	Altitud	Serie Datos	Tr2	Tr5	Tr10	Tr25	Tr50	Tr100
M0218	Ingenio San Carlos (Batey)	677010	9754472	63	1982-2011	4.00	5.70	6.82	8.24	9.29	10.33
M0283	Inmoriec - El Vergel	682969	9913199	151	1985-2011	4.16	5.68	6.35	7.20	7.83	8.45
M0367	Pinllopata	719404	9873461	2259	1982-2011	1.60	3.28	4.39	5.79	6.84	7.87
M0368	Moraspungo - Cotopaxi	697540	9869574	409	1982-2011	1.32	1.89	2.26	2.74	3.09	3.44
M0374	San Antonio del Delta (Pate)	694807	9903702	260	1982-2011	5.34	6.66	7.43	8.31	8.92	9.48
M0383	Echeandia	690070	9841964	308	1982-2011	4.30	5.67	6.56	7.65	8.46	9.25
M0385	Salinas - Bolívar	720248	9844397	3600	1982-2011	1.38	1.89	2.22	2.65	2.97	3.28
M0388	Río San Antonio - Monjas	707888	9825269	2200	1982-2011	2.90	3.81	4.42	5.18	5.75	6.31
M0391	Pallatanga	725218	9778370	1523	1982-2011	2.25	3.04	3.56	4.22	4.72	5.20
M0397	Compud	729185	9740791	2402	1982-2011	1.69	2.29	2.68	3.18	3.55	3.91
M0399	Achupallas - Chimborazo	747956	9747399	3178	1982-2011	1.35	1.72	1.96	2.27	2.51	2.73
M0402	Chimbo Dj Pangor	721733	9785072	1452	1982-2011	1.78	2.78	3.47	4.38	5.08	5.80
M0403	Alausí	739284	9756353	2267	1982-2011	1.23	1.85	2.26	2.78	3.17	3.55
M0404	Cayambe	723331	9803688	2800	1982-2011	1.68	2.20	2.55	2.99	3.31	3.63
M0405	Guasuntos	743267	9753060	2438	1982-2011	1.12	1.45	1.67	1.95	2.16	2.36
M0409	Pangor - J. de Velasco (H. Tepeyac)	735412	9797407	3109	1982-2011	0.73	1.10	1.34	1.65	1.87	2.10
M0411	Ingapirca	736073	9718782	3100	1982-2011	1.20	1.59	1.85	2.14	2.43	2.68
M0412	Suscalpamba (Capilla Dolorosa)	715825	9729397	2763	1982-2011	1.87	2.59	3.06	3.65	4.10	4.53
M0446	San Isidro - Manabí	590600	9958057	138	1982-2011	3.18	4.04	4.58	5.23	5.70	6.16
M0447	24 de Mayo (Jaboncillo)	564464	9858269	115	1982-2011	3.00	3.99	4.63	4.76	6.02	6.61
M0448	La Laguna	541566	9872213	235	1982-2011	1.07	1.87	2.40	3.08	3.57	4.07
M0449	Sancán - INAMHI	545737	9860576	255	1982-2011	2.02	2.83	3.36	4.04	4.54	5.04
M0450	Camarones - Manabí	524538	9874794	197	1982-2011	1.67	2.67	3.33	4.17	4.79	5.41
M0451	El Anegado	551078	9836104	398	1982-2011	1.74	2.67	3.26	3.98	4.49	4.98
M0453	Chorrillos	534367	9883114	226	1982-2011	2.47	3.80	4.67	5.78	6.61	7.42
M0454	Río Chico En Alajuela	578471	9883076	118	1982-2011	3.15	4.27	5.01	5.94	6.64	7.32

Código	Estación Meteorológica	Este	Norte	Altitud	Serie Datos	Tr2	Tr5	Tr10	Tr25	Tr50	Tr100
M0455	JOA - Jipijapa	544870	9849031	260	1982-2011	1.98	3.46	4.44	5.68	6.60	7.52
M0457	Puerto Cayo	529202	9850506	14	1982-2011	2.01	3.42	4.35	5.53	6.40	7.27
M0458	Colimes de Paján	554722	9825172	200	1982-2011	2.79	3.54	4.01	4.58	4.99	5.39
M0459	San Pablo - Manabí	545174	9825113	465	1982-2011	3.11	4.17	4.87	5.75	6.41	7.06
M0462	Junín	587839	9896338	20	1982-2011	3.29	4.18	4.73	5.40	5.88	6.35
M0464	Río Chamotete - Jesús María	585116	9885039	128	1982-2011	3.53	4.40	4.94	5.59	6.05	6.50
M0465	Ventanas INAMHI	670470	9839951	52	1982-2011	4.64	5.81	6.49	7.27	7.81	8.32
M0466	Vinces INAMHI	637054	9827640	14	1982-2011	4.28	5.50	6.27	7.22	7.90	8.57
M0468	Montalvo - Los Ríos	688894	9803292	160	1982-2011	4.48	6.71	7.87	9.12	9.92	10.64
M0470	Mocache	667303	9869499	0	1982-2011	4.62	5.82	6.61	7.61	8.36	9.09
M0471	Zapotál - Los Ríos	686954	9850045	0	1982-2011	3.74	5.50	6.42	7.41	8.04	8.61
M0475	Colimes de Balzar INAMHI	610100	9829083	28	1982-2011	3.90	5.35	6.30	7.51	8.41	9.29
M0476	La Capilla INAMHI	611452	9812132	7	1982-2011	3.70	4.67	5.27	6.01	6.57	7.04
M0477	Puerto Inca (Cannar En)	661647	9719868	50	1982-2011	3.99	5.37	6.20	7.17	7.85	8.49

La Figura 5 muestra la ubicación de las 64 estaciones meteorológicas de la Tabla 1, que

se han utilizado en la distribución espacial de las precipitaciones.

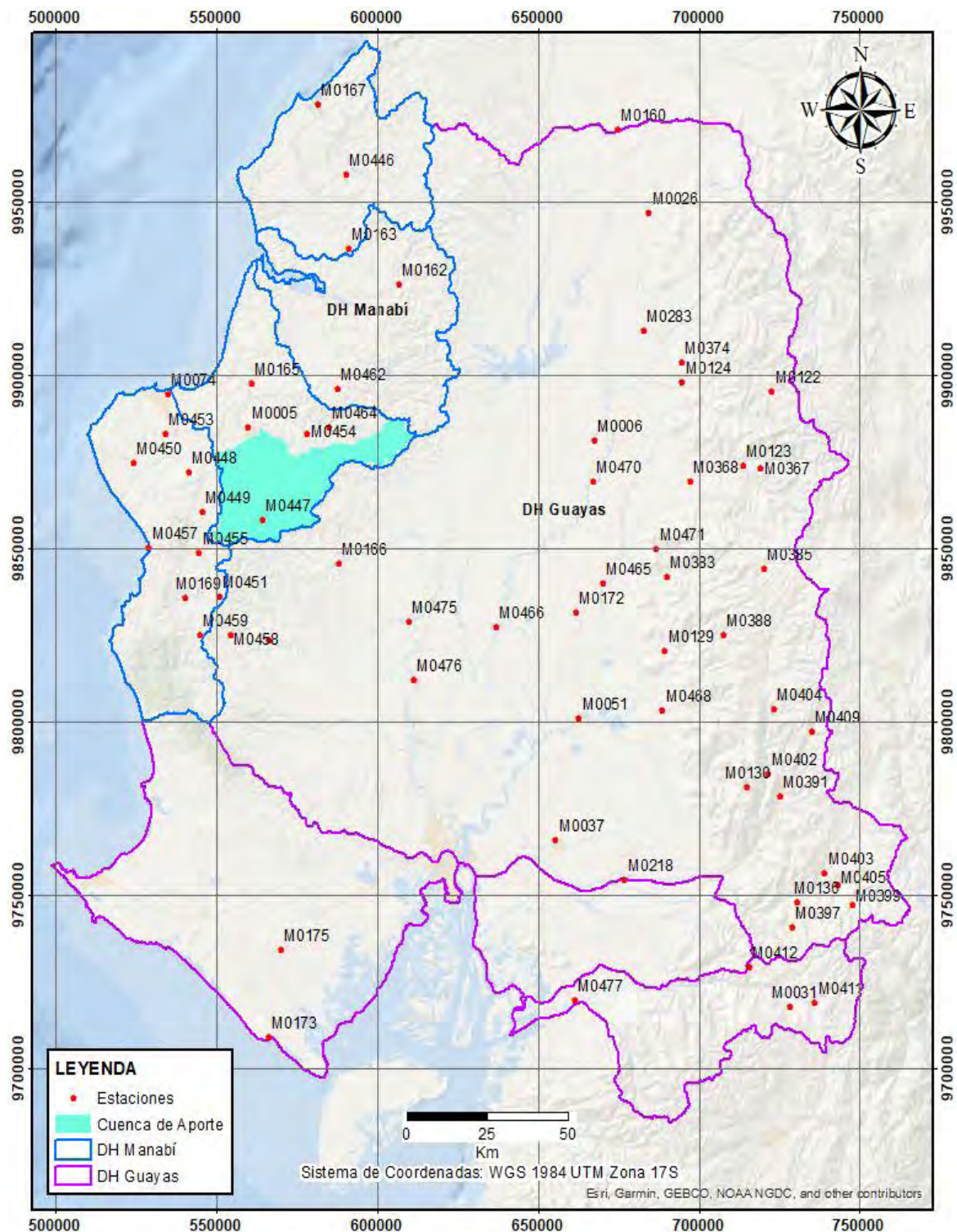


Figura 5. Localización de las Estaciones Meteorológicas (Fuente de datos cartográficos: SENAGUA, Secretaría del Agua, www.senagua.gob.ec).

A partir de los datos descritos en la Tabla 1, se determina la profundidad promedio de lluvias sobre las subcuencas de la cuenca de aporte; para hacerlo existen tres métodos: la media aritmética, los polígonos de Thiessen y el método de las isoyetas.

El método de Thiessen generalmente es más exacto que el método de la media aritmética, pero es inflexible, debido a que se tiene que construir una nueva red de Thiessen cada vez que haya un cambio en la red de pluviómetros, tal como ocurre cuando falta información en alguno de ellos. Además, el método de Thiessen no tiene en cuenta en forma directa las influencias de la orografía en la lluvia (Chow *et al.*, 1994).

El método de las isoyetas supera algunas de estas dificultades mediante la construcción de isoyetas, utilizando profundidades que se observan en los pluviómetros e interpolando entre pluviómetros adyacentes. Cuando existe una red densa de pluviómetros, los mapas de isoyetas pueden construirse utilizando programas de computador para dibujar curvas de nivel. Una vez que el mapa de isoyetas se construye, se mide el área entre cada par de isoyetas en la cuenca y se multiplica por el promedio de las profundidades de lluvia de las dos isoyetas adyacentes para calcular la precipitación promedio sobre el área. El método de las isoyetas es flexible, y el conocimiento de los patrones de la tormenta puede influir en la gráfica de estas, pero es necesaria una red de

medidores más o menos densa para construir correctamente el mapa de isoyetas de una tormenta compleja (Chow *et al.*, 1994).

El más preciso de todos es el método de las isoyetas si éstas se dibujan de manera que tomen en cuenta los efectos topográficos en la distribución de la lluvia, para lo que es necesario tener cierta experiencia. Por otra parte, es el método más laborioso de los tres, pues cada tormenta tiene un plano de isoyetas diferente. Si las isoyetas se trazan indiscriminadamente, por ejemplo, suponiendo una variación lineal de la altura de precipitación entre las estaciones, su precisión no es mayor que la de los polígonos de Thiessen (Aparicio, 1992).

Se utilizan curvas de igual precipitación. El trazado de esas curvas es semejante al de las curvas de nivel, en donde la altura de agua precipitada substituye la cota del terreno. Se debe considerar los efectos orográficos de la hoya, de modo que el mapa final represente un modelo de precipitación más real que si hubiera sido obtenido sin tener en cuenta dichos efectos (Monsalve, 1999).

Se utilizó el método de las isoyetas para determinar la precipitación media, en función de los períodos de retorno, empleando el conjunto de *software* ArcGIS para trazar las isoyetas y establecer las áreas entre cada dos isoyetas y el parteaguas de la subcuenca, y el *software* Microsoft Excel para culminar los cálculos aplicando la siguiente ecuación:

$$P_m = \frac{\left(\frac{P_1 + P_2}{2}\right) S_1 + \left(\frac{P_2 + P_3}{2}\right) S_2 + \dots \left(\frac{P_{i-1} + P_i}{2}\right) S_{i-1}}{S_1 + S_2 + \dots S_{i-1}} \quad (7)$$

Dónde:

P_m = Precipitación media

P_i = el valor de la precipitación en la isoyeta i

S_i = Superficie comprendida entre la isoyeta i y la isoyeta $i+1$

3.3.2. Distribución temporal de la precipitación

Existen dos enfoques habituales para la obtención de la distribución temporal: el análisis estadístico de diversos hietogramas expresados en forma adimensional o el uso directo de las curvas intensidad duración (Ferrer, 2000).

La duración de la lluvia debe obtenerse de un análisis estadístico de las tormentas de la zona y reflejar un valor característico de un aguacero completo que viene condicionado por el clima de la zona y no por el tamaño de la cuenca objeto del estudio. Por ello no parece admisible la práctica, bastante frecuente, de admitir una duración igual al tiempo de concentración (T_c) de la cuenca. Con tal proceder puede infravalorar no sólo el volumen del hidrograma, que juega un papel decisivo en los procesos de laminación,

sino también el máximo caudal que se ve afectado por las lluvias anteriores al intervalo del cálculo en tanto en cuanto favorece unos mayores porcentajes de escorrentía al incrementar la humedad del suelo (Ferrer, 2000).

Guachamín *et al.* (2015) aplicó un modelo para obtener las ecuaciones tipo potencial y proceder a la construcción de las curvas IDF (intensidad-duración-frecuencia) para cada zona, con los valores de intensidades para diferentes duraciones en función de la precipitación máxima en 24 horas.

Se realizó un procedimiento similar para establecer las curvas IDF de cada subcuenca de la cuenca de aporte, utilizando la precipitación media obtenida y aplicando los coeficientes (adoptados por Campos, 1998) para las relaciones a la lluvia de 24 horas; la Tabla 2 muestra estos valores.

Tabla 2. Valores concluidos para las relaciones a la lluvia de duración 24 horas (Fuente: Campos, 1998).

Duraciones, en horas									
1	2	3	4	5	6	8	12	18	24
0.30	0.39	0.46	0.52	0.57	0.61	0.68	0.80	0.91	1.00

Con los valores de la Tabla 2 se calculan las precipitaciones máximas para diferentes tiempos de duración, multiplicando la precipitación media por la duración y el coeficiente, y la intensidad de precipitación por duración de lluvia y período de retorno utilizando la ecuación (2).

A continuación, se presenta la ecuación general para la determinación de la intensidad máxima, propuesta por Guachamín *et al.* (2015), llamada también ecuación tipo.

$$I = \frac{K * T^m}{t^n} \quad (8)$$

Dónde:

I = Intensidad (mm/h)

T = período de retorno (años)

t = tiempo de duración (h)

K, m, n = constantes de ajuste

El tiempo de duración (t) de la tormenta de diseño se obtiene del análisis estadístico de las lluvias características registradas en la estación pluviográfica de la zona 4; se adoptó una duración de lluvia de 6 horas.

Se utilizó el archivo Curva-IDF-frecuencia.xls, publicado por Jordi Oliveras en su página web (www.hidrojing.com), para realizar las regresiones potenciales y determinar los valores de las constantes K, m, n . Con intervalos de duración de una hora se elaboraron las curvas IDF de cada subcuenca y se aplicó logaritmo a cada valor de intensidad máxima para graficarlas.

Los métodos de diseño desarrollados más recientemente, los cuales utilizan el análisis de flujo no permanente, requieren de predicciones confiables del hietograma de

diseño para obtener los hidrogramas de diseño (Chow *et al.*, 1994).

El método del bloque alterno es una forma simple para desarrollar un hietograma de diseño utilizando una curva de intensidad-duración-frecuencia. El hietograma de diseño producido por este método especifica la profundidad de precipitación que ocurre en n intervalos de tiempo sucesivos de duración Δt sobre una duración total de $Td = n\Delta t$. Después de seleccionar el período de retorno de diseño, la intensidad es leída en una curva IDF para cada una de las duraciones $\Delta t, 2\Delta t, 3\Delta t, \dots$, y la profundidad de precipitación correspondiente se encuentra al multiplicar la intensidad y la duración. Tomando diferencias entre valores sucesivos de profundidad de precipitación, se encuentra la cantidad de precipitación que debe añadirse por cada unidad adicional de tiempo Δt .

Estos incrementos o bloques se reordenan en una secuencia temporal de modo que la intensidad máxima ocurra en el centro de la duración requerida T_d y que los demás bloques queden en orden descendente alternativamente hacia la derecha y hacia la

izquierda del bloque central para formar el hietograma de diseño (Chow *et al.*, 1994). La Figura 6 muestra un ejemplo grafico de un hietograma.

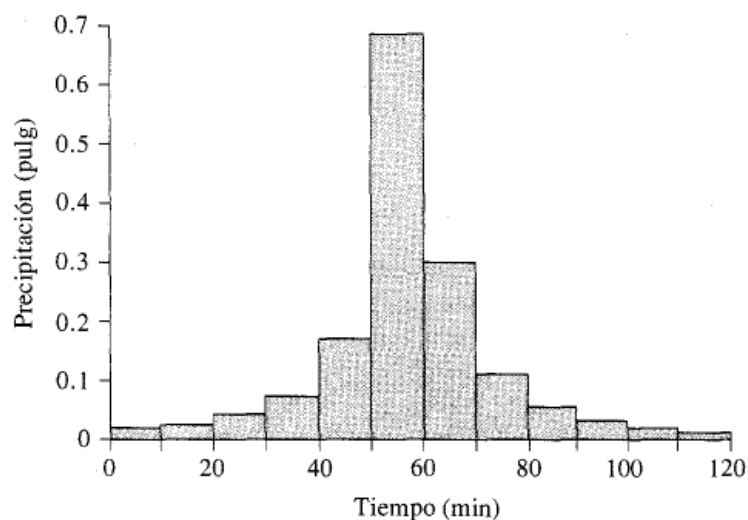


Figura 6. Hietograma de diseño (Fuente: Chow *et al.*, 1994).

Se utilizó el método del bloque alterno para desarrollar los hietogramas de diseño y distribución temporal de las precipitaciones en cada subcuenca, en función de las curvas IDF, afectando las alturas de precipitación por un coeficiente de distribución de área (solo para cuencas mayores a los 25 km²) según lo sugerido por JICA (*Japan*

International Cooperation Agency) en el estudio de trasvase de agua de las cuencas de los ríos Chone y Portoviejo. La Figura 7 muestra la distribución de la precipitación por área.

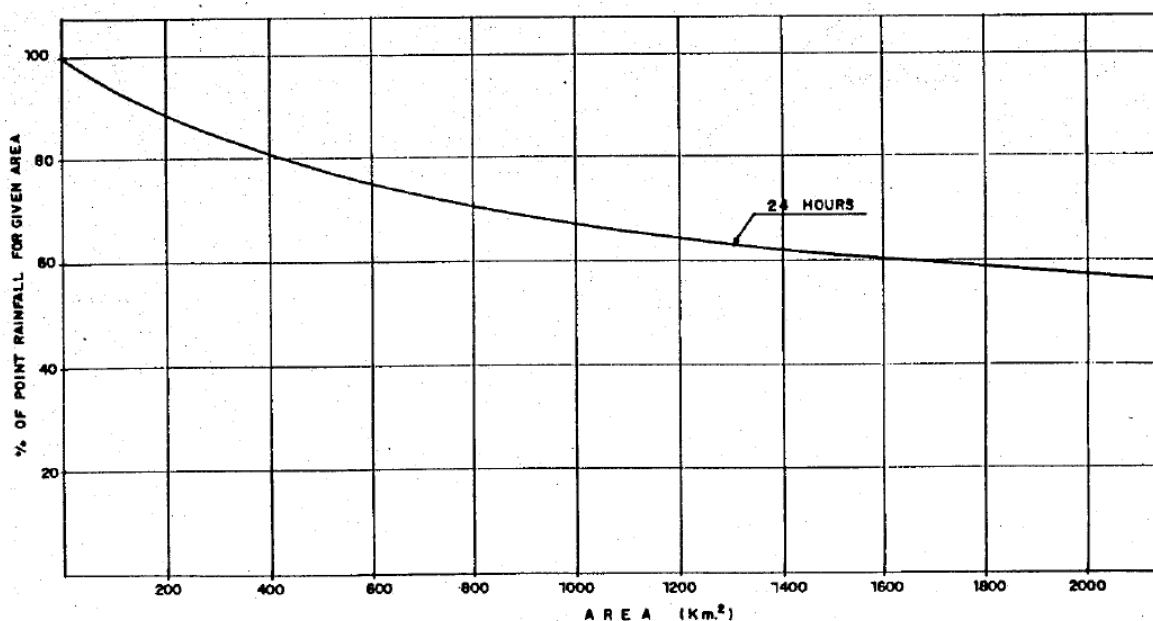


Figura 7. Distribución de la Precipitación por Área (Fuente: Takahashi, 1995).

3.4. Estudio hidrológico de la cuenca de aporte

Las aguas que componen la corriente de un río pueden llegar al cauce por uno de los varios caminos disponibles desde que llegan a la tierra en forma de precipitación. Una porción del agua fluye sobre la superficie del suelo formando la escorrentía superficial y llega al cauce poco después de su aparición en forma de lluvia. Otra porción del agua se infiltra a través de la superficie del suelo y fluye por debajo de ésta hacia el cauce. Esta porción del agua se desplaza más lentamente que la escorrentía superficial y contribuye a mantener el caudal en el río durante los períodos de sequía. En los estudios hidrológicos en los cuales está involucrado el caudal de un río, es necesario hacer una distinción entre estas componentes del flujo total (Linsley *et al.*, 1977).

En este TFM el estudio hidrológico se enfoca en determinar el flujo de agua que corresponde a la escorrentía superficial, expresada en hidrogramas de caudal.

Un hidrograma de caudal es una gráfica o una tabla que muestra la tasa de flujo como función del tiempo en un lugar dado de la corriente. En efecto, el hidrograma es “una expresión integral de las características fisiográficas y climáticas que rigen las relaciones entre la lluvia y la escorrentía de una cuenca de drenaje particular” (Chow *et al.*, 1994).

El hidrograma unitario desarrollado a partir de la información de lluvia y de caudal en una cuenca se aplica solamente para la cuenca y para el punto de la corriente donde se midió la información de caudales. Los procedimientos de hidrograma unitario sintético se utilizan para desarrollar hidrogramas unitarios para otros puntos en la

corriente dentro de la misma cuenca o para cuencas adyacentes de carácter similar. Existen tres tipos de hidrogramas unitarios sintéticos: 1) aquellos que relacionan las características del hidrograma (tasa de flujo pico, flujo base, etc.) con las características de la cuenca (Snyder, 1938; Gray, 1961), 2) aquellos basados en hidrogramas adimensionales (*Soil Conservation Service*, 1972), y 3) aquellos basados en modelos de almacenamiento en la cuenca (Clark, 1943) (Chow *et al.*, 1994).

Es muy frecuente no contar con datos de caudal, por tal motivo se genera un hidrograma de una creciente máxima a esperar en un sitio, para luego con el mismo, realizar el diseño de una estructura o verificar una existente. En estos casos, se utilizan hidrogramas calculados con modelos, como los modelos de Clark, Snyder o del SCS (Fattorelli y Fernández, 2011).

La metodología desarrollada por el SCS, hoy NRCS, ocupa un lugar en el “diseño hidrológico” por su practicidad, capacidad operativa y aceptables resultados; a medida que ha sido usada con más frecuencia y en un mayor número de escenarios. Los primeros trabajos del SCS se refieren principalmente a áreas cultivadas, luego se ha extendido a áreas naturales y urbanas (Fattorelli y Fernández, 2011).

La determinación del volumen de escurrimiento (precipitación efectiva) como resultado de una precipitación caída en un

área dada, es función de numerosas variables: tipo y uso del suelo, pendiente, vegetación, porcentaje de cobertura, grado de humedad, temperaturas precedentes, etc. El SCS ha elaborado una metodología para la estimación de dicho escurrimiento comprobada en un gran número de cuencas de los Estados Unidos, Europa y América (Fattorelli y Fernández, 2011).

Con la aplicación HEC-HMS, que es un modelo diseñado para simular los procesos hidrológicos completos en los sistemas de cuencas hidrográficas, se utiliza la metodología desarrollada por el SCS para generar los hidrogramas, en régimen natural, necesarios en las modelaciones hidráulicas del presente trabajo.

3.4.1. Método del número de curva de escorrentía SCS

Cronshey *et al.* (1986), en su revisión de la publicación técnica TR-55 (*Technical Release 55*) del NRCS del USDA (*United States Department of Agriculture*), describe que el SCS usa el método del número de curva CN (*Curve Number*) para estimar la escorrentía de lluvias tormentosas. La determinación del CN depende de las condiciones del suelo y cobertura de la cuenca, que el modelo representa como grupo hidrológico del suelo, tipo de cobertura, tratamiento y condición hidrológica.

La ecuación de escorrentía del SCS es

$$Q = \frac{(P - I_a)^2}{(P - I_a) + S} \quad (9)$$

Donde:

Q = escorrentía (in)

P = precipitación (in)

S = retención potencial máxima después de iniciada la precipitación (in), y

I_a = abstracción inicial (in)

La abstracción inicial (I_a) son todas las pérdidas antes de iniciar la precipitación. Esta incluye el agua retenida en las depresiones superficiales, el agua interceptada por la vegetación, la evaporación, y la infiltración. La I_a es altamente variable pero generalmente esta correlacionada con el suelo y los parámetros de cobertura. Mediante el estudio de muchas cuencas hidrográficas pequeñas, se encontró que la abstracción inicial era aproximadamente igual a la siguiente ecuación empírica:

$$I_a = 0.2S$$

Al remover I_a como un parámetro (10) independiente, esta aproximación permite el uso de una combinación de S y P para producir una cantidad de escorrentía única. Substituyendo la ecuación (10) en la ecuación (9) tenemos:

$$Q = \frac{(P - 0.2S)^2}{(P + 0.8S)} \quad (11)$$

La retención potencial máxima S se relaciona con el suelo y las condiciones de cobertura de la cuenca hidrográfica a través del CN. El valor del CN tiene un rango de 0 a 100 (12) está relacionado con el CN por:

$$S = \frac{1000}{CN} - 10$$

Donde S está en pulgadas. Fattorelli y Fernández (2011) mencionan que, el parámetro CN (número de curva de escorrentía o complejo hidrológico suelo y cobertura vegetal) es en realidad una transformación empírica del parámetro S .

La ecuación de CN en milímetros es:

$$CN = \frac{25400}{S + 254} \quad (13)$$

Y, por lo tanto:

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (14)$$

La relación entre S y CN es matemática, no obstante, basado en la interpretación de la ecuación (14), se puede obtener los límites

de CN para diferentes condiciones de saturación del suelo S . Cuando el suelo está saturado o es impermeable CN es igual a 100 y entonces S es cero (Fattorelli y Fernández, 2011).

La Figura 8 resuelve las ecuaciones (10) y (11) para un intervalo de CN y precipitaciones.

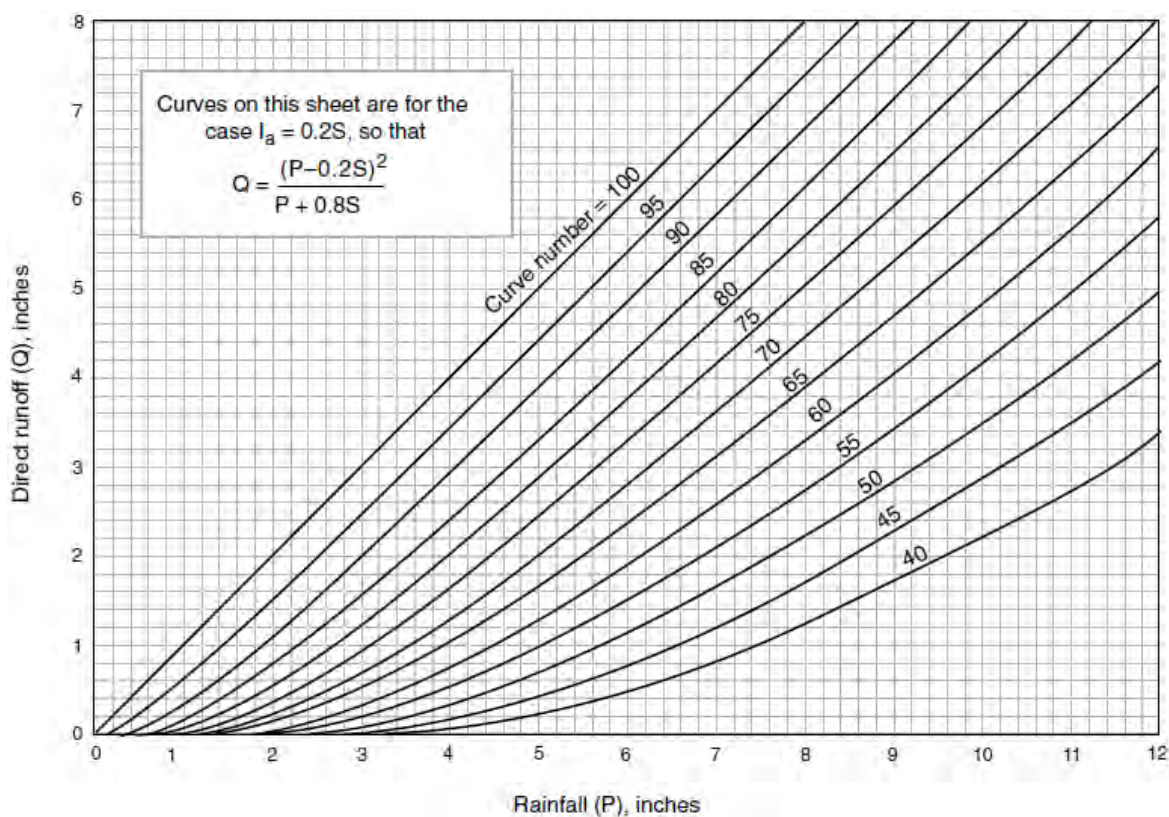


Figura 8. Solución de ecuación de escorrentía (Fuente: Cronshey *et al.*, 1986).

Los números de curva que se muestran en la Figura 8 se aplican para condiciones antecedentes de humedad (AMC [*antecedent moisture condition*]) normales (AMC II).

- **Grupos hidrológicos del suelo**

Las tasas de infiltración de los suelos varían ampliamente y se ven afectadas por la permeabilidad superficial y subsuperficial. Los suelos se clasifican en cuatro grupos hidrológicos (A, B, C y D) de acuerdo con su

tasa de infiltración mínima, que se obtiene para suelo desnudo después de una humectación prolongada. El NRCS define los cuatro grupos y proporciona una lista de la mayoría de los suelos y su clasificación de grupos. Los suelos de área de interés pueden identificarse a partir de un reporte de suelos, que puede obtenerse de mapas. La Tabla 3 muestra los GHS (Grupos Hidrológicos del Suelo) y sus texturas.

Tabla 3. Grupos hidrológicos del suelo de acuerdo con su textura
(Adaptado de Cronshey *et al.*, 1986).

GHS	Textura del suelo
A	Arena, arena arcillosa, o franco arenoso
B	Franco limoso o franco
C	Franco arcilloso arenoso
D	Franco arcilloso, franco arcillo limoso, arcillo arenoso, arcillo limoso, o arcilla

- **Condición hidrológica**

La condición hidrológica indica los efectos del tipo de cobertura y tratamiento en la infiltración y escorrentía, y es generalmente estimada a partir de la densidad de vegetación y la cobertura de residuos sobre áreas de muestra. Una buena condición hidrológica indica que el suelo usualmente tiene un bajo potencial de escorrentía para ese grupo de suelo hidrológico específico, tipo de cobertura, y tratamiento. Entre los factores a considerar en la estimación del efecto de la cobertura en la infiltración y escorrentía tenemos: a) densidad de pasto, cultivos, u otras áreas de vegetación; b) cantidad de cobertura durante todo el año; c) cantidad de hierba o vegetales muy sembrados en rotaciones; d) porcentaje de

cobertura de residuos; e) grado de rugosidad de la superficie.

- **Tipos de cobertura**

La Tabla 4 aborda la mayoría de los tipos de cobertura, como la vegetación, suelo desnudo, y superficies impermeables. Hay un número de métodos para determinar el tipo de cobertura; los más comunes son: reconocimiento de campo, fotografías aéreas, y mapas de uso de suelo.

Para una cuenca hecha de varios tipos de suelos y con diferentes usos de la tierra, se puede calcular un CN compuesto. Los valores de CN para varios tipos de uso de la tierra en los tipos de suelos descritos en la Tabla 3, se dan en la Tabla 4.

Tabla 4. Números de curva de escorrentía para usos selectos de tierra agrícola, suburbana y urbana; AMC II, $Ia = 0.2S$ (Fuente: Chow *et al.*, 1994).

Descripción del uso de la tierra		Grupo hidrológico del suelo			
		A	B	C	D
Tierra	Sin tratamientos de conservación	72	81	88	91
cultivada:	Con tratamientos de conservación	62	71	78	81
Pastizales:	Condiciones pobres	68	79	86	89
	Condiciones óptimas	39	61	74	80
Vegas de ríos:	Condiciones óptimas	30	58	71	78
Bosques:	Troncos delgados, cubierta pobre, sin hierbas,	45	66	77	83
	Cubierta buena	25	55	70	77
Áreas abiertas, césped, parques, campos de golf, cementerios, etc.					
Óptimas condiciones:	Cubierta de pasto en el 75% o más	39	61	74	80
Condiciones aceptables:	Cubierta de pasto en el 50 al 75%	49	69	79	84
Áreas comerciales de negocios (85% impermeables)		89	92	94	95
Distritos industriales (72% impermeables)		81	88	91	93
Residencial:					
Tamaño promedio del lote	Porcentaje promedio impermeable				
1/8 acre o menos	65	77	85	90	92
1/4 acre	38	61	75	83	87
1/3 acre	30	57	72	81	86
1/2 acre	25	54	70	80	85
1 acre	20	51	68	79	84
Parqueaderos pavimentados, techos, accesos, etc.		98	98	98	98
Calles y carreteras:					
Pavimentados con cunetas y alcantarillados		98	98	98	98
Grava		76	85	89	91
Tierra		72	82	87	89

La NLCD (*National Land Cover Database*) del USGS (*United States Geological Survey*) clasifica las clases de cobertura y usos del

suelo en varios grupos que, Merwade (2012) reclasifica y simplifica en 4 grandes grupos; la Tabla 5 muestra esta reclasificación.

Tabla 5. Reclasificación del uso y cobertura del suelo (Adaptado de Merwade, 2012).

Clasificación Original de la NLCD		Clasificación Revisada (reclasificación)	
Número	Descripción	Número	Descripción
11	Agua al descubierto	1	Agua
90	Humedales leñosos		
95	Humedales herbáceos emergentes		
21	Desarrollado, espacios abiertos	2	Residencial media
22	Desarrollado, comunidades rurales de baja densidad		
23	Desarrollado, densidad media (50 a 79% impermeable) ¹		
24	Desarrollado, núcleos urbanos de alta densidad		
41	Bosque seco	3	Bosque
42	Bosque denso		
43	Bosque mixto		
31	Tierra infértil	4	Agricultura
52	Arbusto/matorral		
71	Pastizales/hierba		
81	Pasto/heno		
82	Cosecha cultivada		

¹ Definiciones de cobertura del suelo, obtenido en página *web* oficial del Estado de Indiana (www.in.gov)

3.4.2. Generación de CN de subcuencas

Para determinar los CN se utilizó el mapa de subcuencas y el mapa de pendientes, elaborados en el apartado 3.2 (Caracterización geomorfológica e hidrológica de la cuenca de aporte) y, los mapas de textura y usos del suelo generados a partir de los *shapefile* a escala 1:25000 proporcionados por el MAG. Además, con la reclasificación de la Tabla 5 se seleccionó de las Tablas 3 y 4 los valores más adecuados, dadas las condiciones del suelo, para elaborar una tabla llamada “*CNLookUp*”, que sirve como base de datos para realizar todo el proceso con ayuda de la aplicación HEC-GeoHMS y el ArcGIS.

Se elaboraron la tabla y el mapa de números de curva CN de la cuenca de aporte como resultado de todo el proceso.

3.4.3. Método del tiempo de retardo CN de la cuenca hidrográfica

Fleming y Doan (2013), exponen en el manual del usuario de HEC-GeoHMS que el tiempo de retardo de la cuenca se calcula con la opción “*CNLag*” siempre que se cuente con los resultados de los parámetros “*BasinSlope*” y “*BasinCN*” que corresponden a la pendiente y número de curva de la cuenca. El programa lo computa con la siguiente ecuación:

$$Lag = \frac{L^{0.8} * (S + 1)^{0.7}}{(1900 * Y^{0.5})}$$

Dónde:

Lag = tiempo de retardo de la cuenca (horas)

L = longitud hidráulica de la cuenca hidrográfica (pies)

$$S = \frac{1000}{CN} - 10$$

Y = pendiente de la cuenca (%)

3.4.4. Tránsito distribuido de los caudales

En el manual de referencia técnica del HEC-HMS, Feldman (2000) explica la aplicabilidad y limitaciones para la selección de los modelos de rutina en el tránsito de los caudales, y sugiere que, en caso de no contar con datos disponibles de hidrograma observado para la calibración del modelo, se utilice los modelos de onda cinemática o Muskingum-Cunge. Además, si la crecida fuera a salir del cauce hacia la llanura de inundación, entonces considerar el modelo Muskingum-Cunge con una sección de 8 puntos.

El método de Muskingum-Cunge ofrece dos ventajas sobre los métodos estándares de onda cinemática. En primer lugar, la solución se obtiene a través de una ecuación algebraica lineal en lugar de una aproximación por diferencias finitas o por el método de las características de la ecuación diferencial parcial; esto permite que el hidrograma completo se obtenga en las secciones transversales requeridas en lugar de requerir la solución a lo largo de todo el canal completo para cada intervalo de tiempo, como en el método de onda cinemática. En segundo lugar, la solución

utilizando la misma ecuación tenderá a mostrar una menor atenuación de la onda, permitiendo escoger los incrementos de espacio y tiempo para los cálculos más flexiblemente, en comparación con el método de la onda cinemática (Chow *et al.*, 1994).

El método de rutina Muskingum-Cunge se basa en la combinación de la conservación de la masa y la representación de difusión de la conservación del momento. Algunas veces se lo describe como un método de coeficiente variable, porque los parámetros de rutina se recalculan cada vez que varían las

propiedades del canal y la profundidad del flujo. Representa la atenuación de las ondas de inundación y se puede usar en tramos con una pendiente pequeña (Scharffenberg, 2013).

Para el tránsito de los caudales se utilizó el método Muskingum-Cunge con una sección de 8 puntos, la longitud, pendiente del tramo y el coeficiente de rugosidad de Manning. La Figura 9 muestra el formato para describir la geometría del cauce.

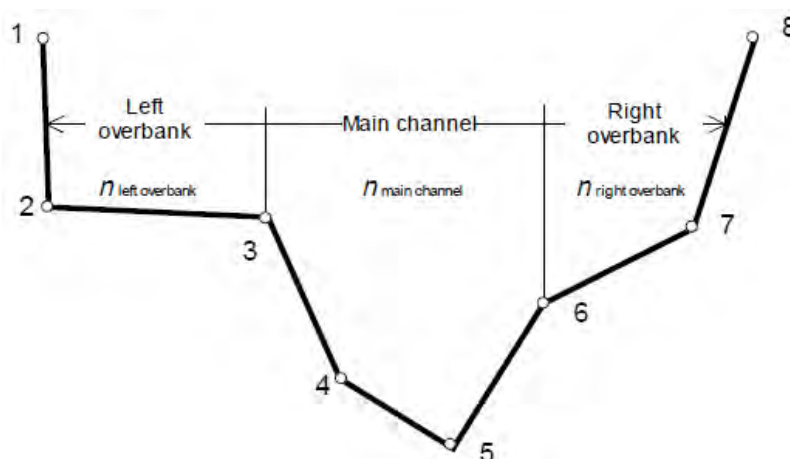


Figura 9. Formato para describir la geometría del canal con 8 puntos (Fuente: Feldman, 2000).

3.4.5. Hidrograma unitario adimensional del SCS

El hidrograma adimensional SCS es un hidrograma unitario sintético en el cual el caudal se expresa por la relación del caudal q con respecto al caudal pico qp y el tiempo por la relación del tiempo t con respecto al tiempo de ocurrencia del pico en el hidrograma unitario, Tp . Dados el caudal

pico y el tiempo de retardo para la duración de exceso de precipitación, el hidrograma unitario puede estimarse a partir del hidrograma sintético adimensional para la cuenca dada. La Figura 10 muestra uno de estos hidrogramas adimensionales, preparado utilizando los hidrogramas unitarios para una variedad de cuencas (Chow *et al.*, 1994).

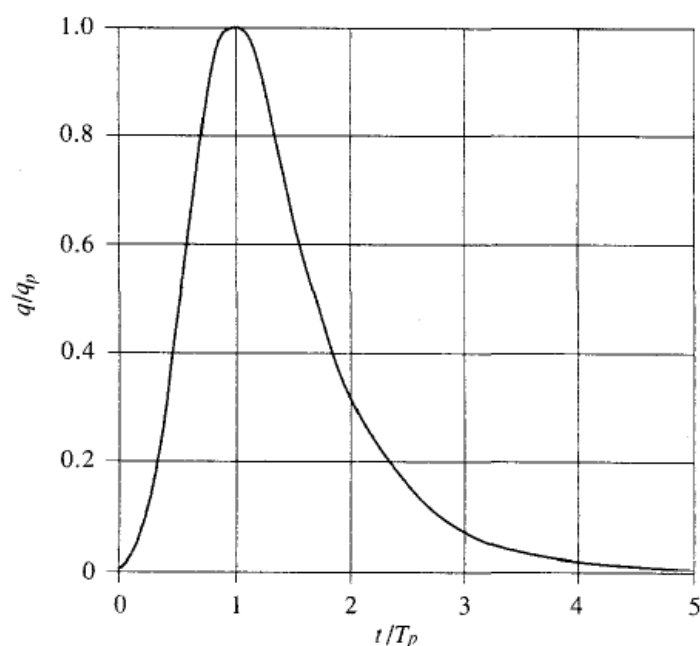


Figura 10. Hidrograma adimensional (Fuente: Chow *et al.*, 1994).

3.5. Estudio hidráulico del río y sus llanuras de inundación

Una vez obtenidos los hidrogramas, se procedió a realizar el estudio hidráulico con la aplicación HEC-RAS para establecer las áreas de inundación en la zona urbana de Portoviejo.

El *software* HEC-RAS permite realizar cálculos unidimensionales de flujo permanente (1D) y cálculos de hidráulica fluvial de flujo no permanente (2D). HEC-RAS es un sistema integrado de *software*, diseñado para uso interactivo en un entorno de red multitarea y multiusuario. El sistema está compuesto por una interfaz gráfica de usuario, componentes de análisis hidráulico por separado, capacidades de almacenamiento y gestión de datos, y asistencia gráfica y de reportes (Brunner, 2016).

Se analizó el flujo **no permanente** (modelo 2D) utilizando la información que se describe a continuación:

- Topografía,
- Hidrogramas, y
- Coeficiente de rugosidad de Manning (n)

3.5.1. Terreno

Para crear el terreno base se utilizaron los archivos MDT en formato ráster, con tamaño de celdas de 3 x 3 m, publicados por el MAG en la página *web* oficial (www.sigtierras.gob.ec) del SIGTIERRAS (Sistema Nacional de Información y Gestión de Tierras Rurales e Infraestructura Tecnológica). Con el *RAS Mapper* del HEC-RAS, se transformó el conjunto de archivos ráster en una nueva capa de terreno, que

representa la superficie para dar inicio a la edición del modelo.

3.5.2. Área de flujo 2D

Las áreas de flujo bidimensional (áreas de flujo 2D) son regiones de un modelo en las que mediante algoritmos de cálculo de flujo bidimensional el HEC-RAS calculará el flujo a través de esa región. Las áreas de flujo 2D se definen diseñando un polígono que representa el límite exterior del área de flujo 2D. El usuario debe definir la malla computacional de cálculos (Brunner, 2016).

El área donde se corrió la modelación hidráulica se estableció en la opción *Geometric Data*, aquí se editó prácticamente toda la configuración geométrica del modelo. Se puede resumir los siguientes pasos en orden cronológico:

- **Polígono de límite del Área de flujo 2D**

Se debe agregar un polígono que represente el límite del área de flujo 2D, usando la herramienta de dibujo *2D Flow Area* en el editor *Geometric Data*.

- **Malla computacional del Área de flujo 2D**

Para crear la malla computacional se edita el área de flujo 2D creada y en la opción *Generate Computation Points on Regular Interval with All Breaklines*, se configuró el espaciamiento de puntos computacionales para obtener celdas de 6 x 6 m en promedio.

- **Coefficiente de rugosidad de Manning (n)**

El coeficiente de rugosidad es uno de los parámetros más importantes del modelo. CISPDR (*Changjiang Institute of Survey, Planning, Design and Research*) concluyó un valor de rugosidad del cauce de 0.077 en condiciones de inundación; calibrando con información de la estación hidrológica H1081, la misma que contiene la mayor cantidad de datos útiles de las condiciones de la cuenca de este estudio. En la Figura 11 se puede observar la calibración realizada por Liming *et al.* (2016) para determinar la rugosidad del cauce.

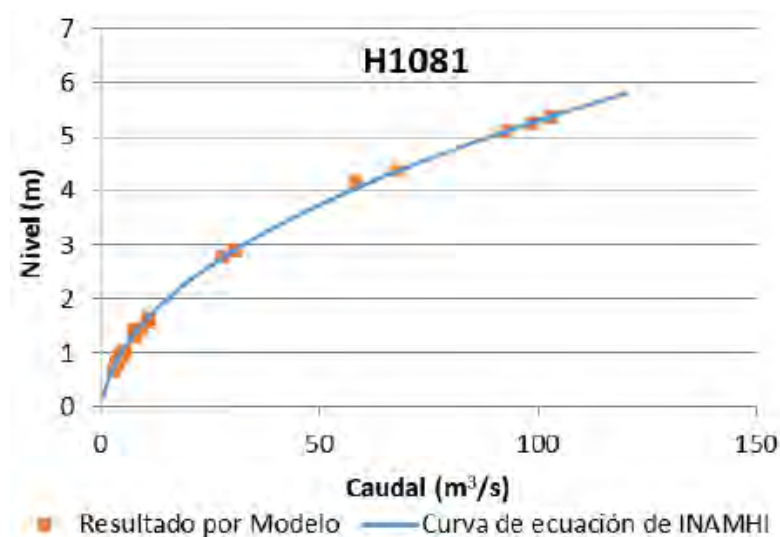


Figura 11. Comparación del valor calculado por el modelo y la curva del INAMHI de la estación hidrológica H1081 (Fuente: Liming *et al.*, 2016).

La estación H1081 se encuentra en la parroquia Picoazá del cantón Portoviejo, cerca del tramo final del modelo hidráulico. Se utilizó el valor de **0.077** como coeficiente de rugosidad de Manning.

3.5.3. Condiciones de límite externo del Área de flujo 2D

Utilizando la herramienta *SA/2D Area BC Lines* se dibujaron las líneas de condición de borde aguas arriba y aguas abajo del tramo de estudio del río.

3.5.4. Datos de flujo no permanente

Se accedió al editor de datos del flujo no permanente para ingresar los hidrogramas en la condición de borde aguas arriba, y la pendiente por fricción del tramo en la condición de borde aguas abajo.

- **Hidrogramas de caudal**

Se ingresaron los hidrogramas de caudal para cada período de retorno y se guardó cada registro de forma independiente. En la opción *EG Slope for distributing flow along BC Line* se calculó la pendiente media transversal de la sección de condición de borde.

- **Condición de borde de profundidad normal aguas abajo**

En *Normal Depth* se ingresa el valor de la pendiente longitudinal del río en el tramo de estudio. Abril (2001) calculó la pendiente por regresión lineal del perfil batimétrico y estableció $S0 = 0.06658 \%$. Se adoptó un valor de 0.0007 como pendiente por fricción.

- **Condiciones iniciales**

Aquí se puede ingresar un valor de caudal inicial o flujo base. La SENAGUA registra un caudal del río que está entre 2 a 5 m³/s, en su paso por la zona urbana de Portoviejo. La superficie del terreno ya considera este nivel de agua y por tanto se despreció este valor.

3.5.5. Análisis de flujo no permanente

En esta ventana primero se configuró los programas que se van a ejecutar, seleccionamos:

- Preprocesador de geometría,
- Simulación de flujo no permanente,
- Post proceso, y
- Mapeo de llanura de inundación.

A continuación, se establecieron los tiempos de la simulación ingresando la fecha y hora de inicio y finalización.

Se configuró el cómputo y mapeo, con intervalos de tiempo de 5 segundos y 5 minutos respectivamente, así como, el hidrograma de salida con un intervalo de tiempo de 30 minutos.

Finalmente, con los resultados obtenidos de las simulaciones se elaboró el mapa de áreas de inundación para cada período de retorno en la zona urbana de Portoviejo.

4. RESULTADOS

4.1. Caracterización geomorfológica e hidrológica de la cuenca de aporte

Se presentan los mapas que caracterizan geomorfológica e hidrológicamente la cuenca de aporte, como son:

- Mapa de subcuencas,
- Mapa de pendientes,
- Mapa de texturas del suelo, y
- Mapa de usos del suelo.

La Figura 12 muestra las subcuencas, los cauces y cauces principales determinados como punto de partida para realizar el estudio hidrológico.

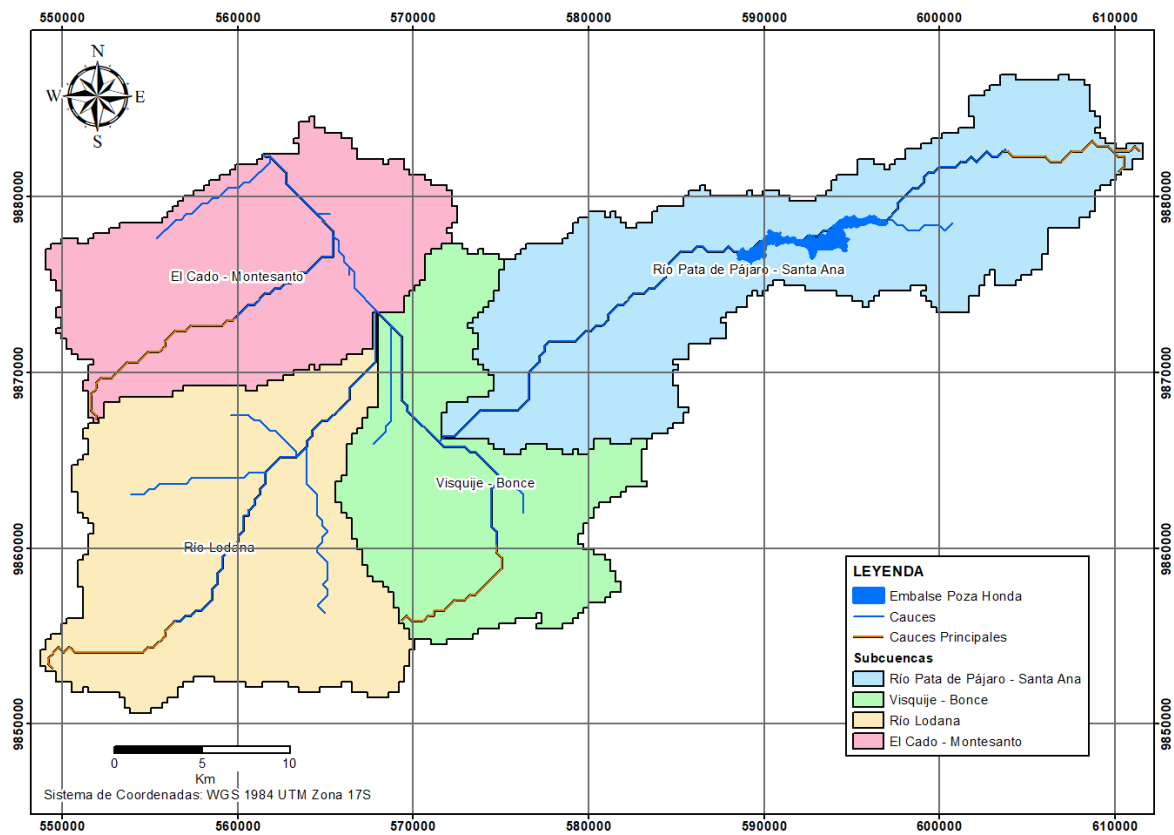


Figura 12. Mapa de subcuencas.

A continuación, se muestran el mapa de pendientes (Figura 13), el mapa de usos del

suelo (Figura 14) y el mapa de texturas del suelo (Figura 15).

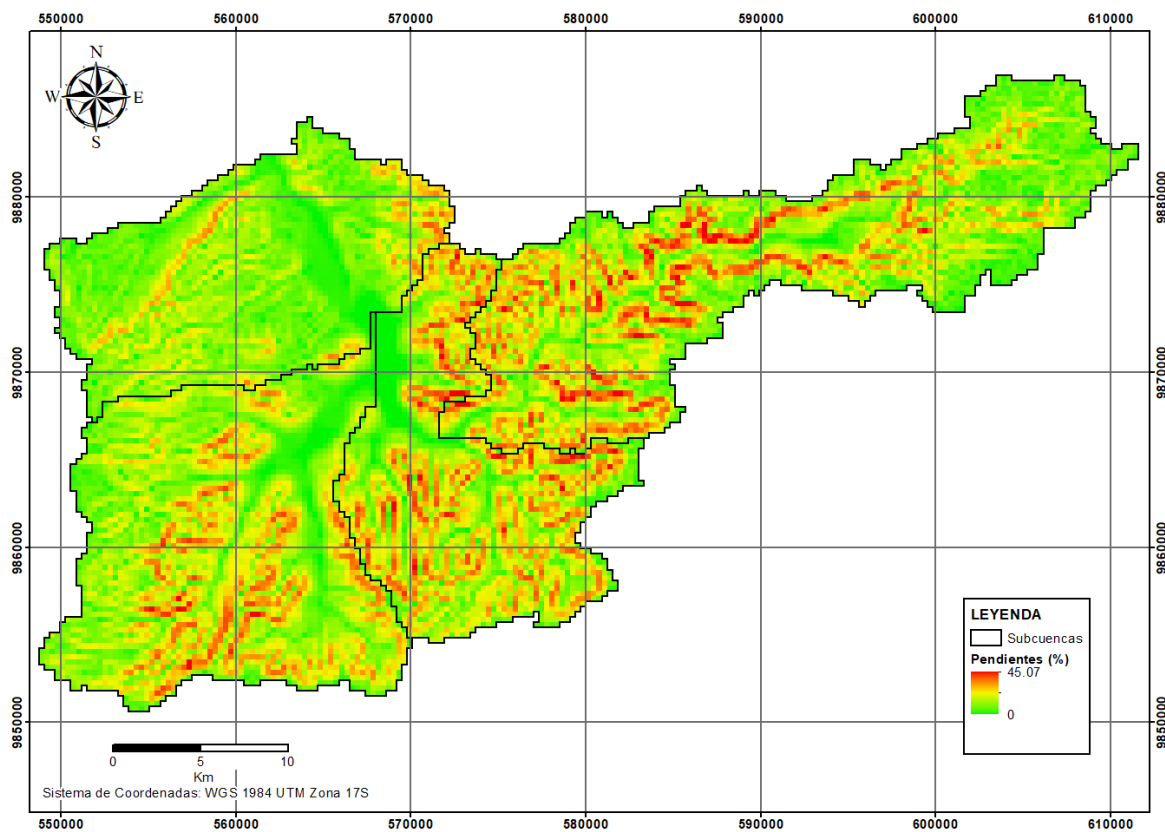


Figura 13. Mapa de pendientes.

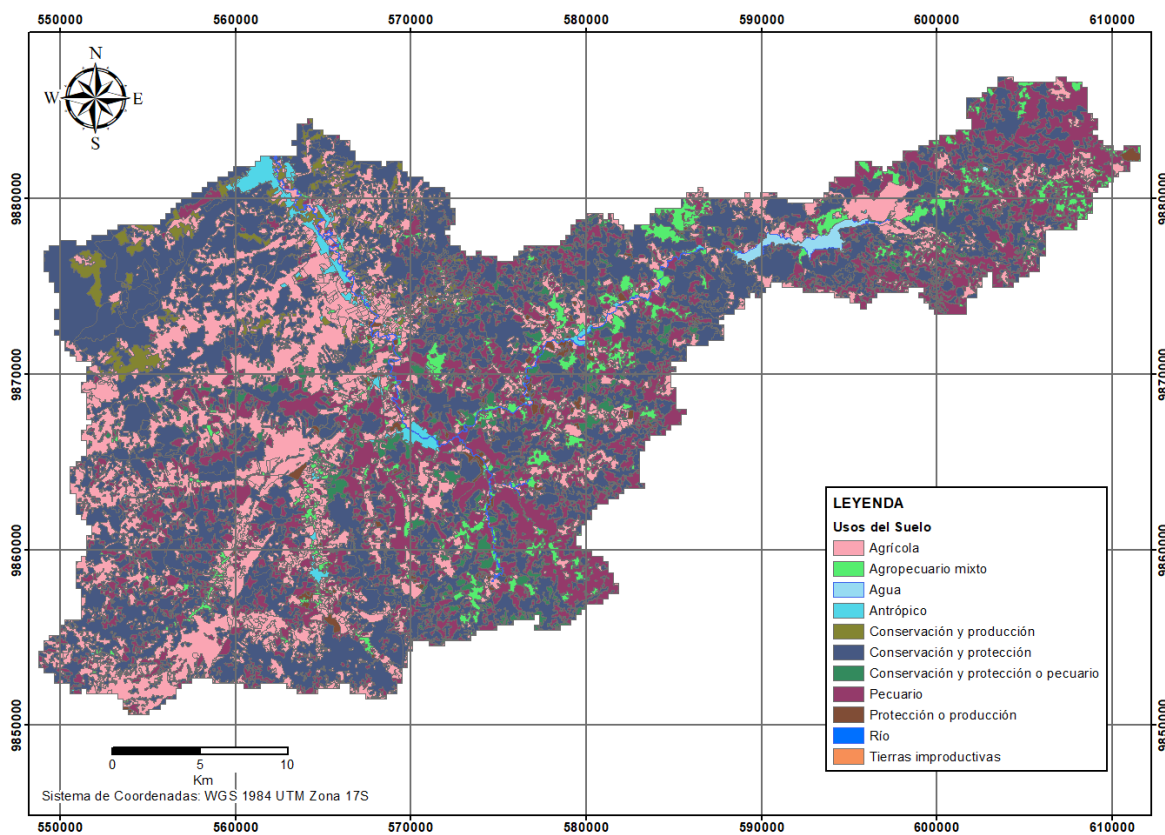


Figura 14. Mapa de usos del suelo (Fuente de datos cartográficos: MAG, Ministerio de Agricultura y Ganadería).

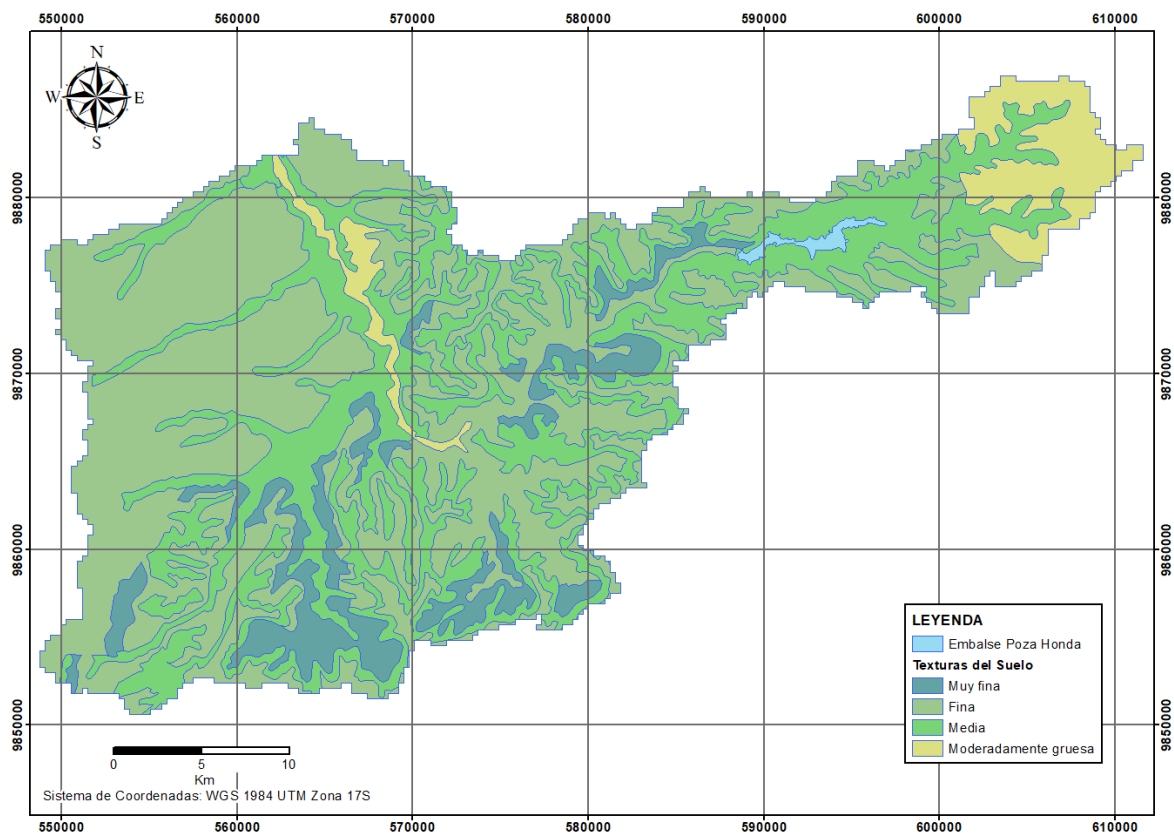


Figura 15. Mapa de texturas del suelo (Fuente de datos cartográficos: MAG, Ministerio de Agricultura y Ganadería).

La Tabla 6 muestra los grupos hidrológicos del suelo y su relación con el mapa de texturas del suelo de la cuenca de aporte (Figura 15), en función de la Tabla 3.

Tabla 6. GHS y su relación con la textura del suelo de la cuenca de aporte.

GHS	Textura del suelo de la cuenca de aporte
A	Moderadamente gruesa
B	Media
C	Fina
D	Muy fina

Las Tablas 7 y 8 exhiben la caracterización geomorfológica e hidrológica de las subcuencas.

Tabla 7. Caracterización geomorfológica de las subcuencas.

Subcuenca	Área (Km ²)	Perímetro (Km)	Índice de Compacidad	Pendiente (%)
Río Pata de Pájaro – Santa Ana	336.17	150.20	2.29	13.57
Visquije – Bonce	205.04	104.54	2.04	15.02
Río Lodana	295.74	102.74	1.67	12.48
El Cado – Montesanto	229.95	87.72	1.62	8.65

Tabla 8. Caracterización hidrológica de las subcuencas.

Subcuenca	Longitud Cauce Principal (m)	Cota Máxima (msnm)	Cota Mínima (msnm)	ΔH (m)	Pendiente (%)
Río Pata de Pájaro – Santa Ana	50937	440	60	380	0.75
Visquije – Bonce	26249	446	60	386	1.47
Río Lodana	33190	520	60	460	1.39
El Cado – Montesanto	26534	440	40	400	1.51

4.2. Tormentas de diseño para cada período de retorno

partir de los valores de la Tabla 1 y la opción *Raster Interpolation* del software conjunto ArcGIS.

4.2.1. Distribución espacial de la precipitación

La Figura 16 muestra el mapa de isoyetas para la frecuencia de 100 años, obtenidas a

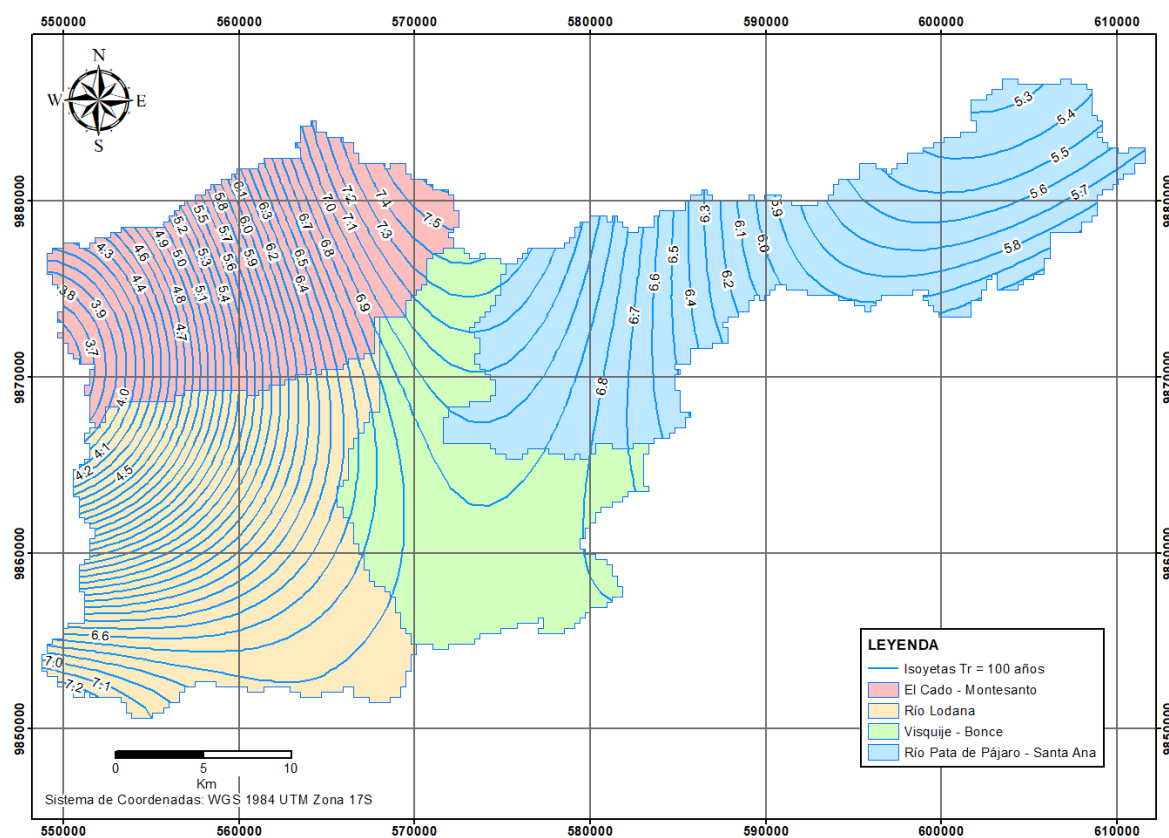


Figura 16. Mapa de isoyetas para el período de retorno de 100 años.

Los mapas de isoyetas para los períodos de retorno de 2, 5, 10, 25 y 50 años se pueden observar en el Anexo 8.1.

Las curvas isoyetas resultantes permiten calcular las precipitaciones medias para cada

subcuenca en función de los períodos de retorno. La Tabla 9 contiene los resultados del proceso de distribución espacial de la precipitación.

Tabla 9. Precipitación media distribuida por el método de las isoyetas.

Subcuenca	Tr2	Tr5	Tr10	Tr25	Tr50	Tr100
Río Pata de Pájaro – Santa Ana	3.98	4.69	5.11	5.46	5.90	6.22
Visquije – Bonce	3.28	4.27	4.92	5.22	6.31	6.89
Río Lodana	2.66	3.58	4.18	4.51	5.51	6.09
El Cado – Montesanto	2.17	3.04	3.65	4.30	5.11	5.77

4.2.2. Distribución temporal de la precipitación

Con las precipitaciones medias distribuidas de la Tabla 9 y los coeficientes de la Tabla 2, se realizaron procesos de regresión potencial y mediante la ecuación (8) se obtuvo las curvas IDF de las subcuencas.

Las curvas IDF junto con la ecuación de intensidad de la cuenca del Río Lodana se muestran en la Figura 17.

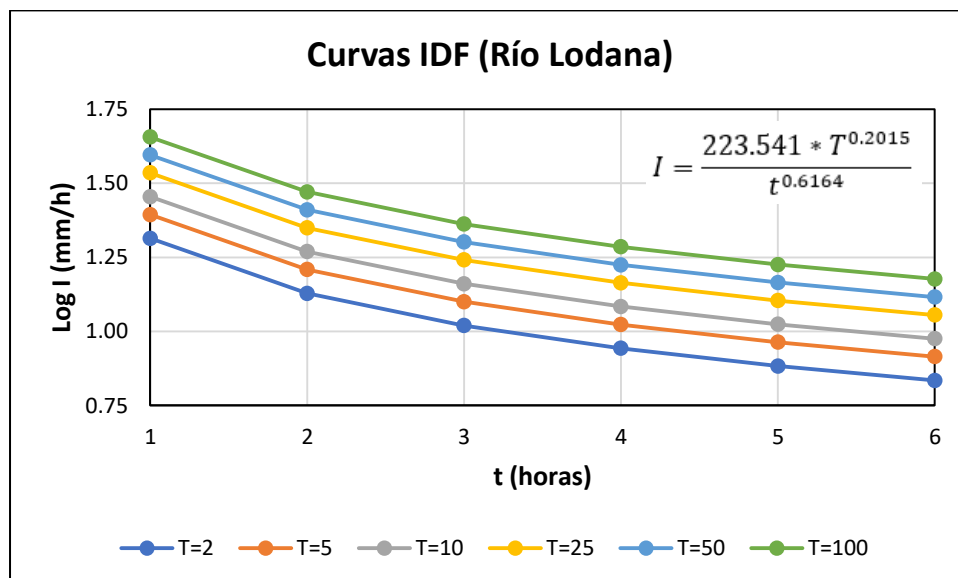


Figura 17. Curvas IDF de subcuenca Río Lodana.

En el Anexo 8.2 se puede encontrar las curvas IDF y ecuaciones de intensidad de las demás subcuencas.

A los valores de intensidad de precipitación según su duración y frecuencia, se les aplica

los coeficientes de distribución de área observados en la curva de la Figura 7. En la Tabla 10 se indican estos coeficientes para cada subcuenca.

Tabla 10. Coeficiente de distribución de área de cada subcuenca.

Subcuenca	Coeficiente
Río Pata de Pájaro – Santa Ana	0.83
Visquije – Bonce	0.87
Río Lodana	0.84
El Cado – Montesanto	0.86

A partir de las curvas IDF, aplicando el método del bloque alternativo y los coeficientes de distribución de la Tabla 10, se obtuvo los hietogramas de diseño.

subcuenca Río Lodana (Figura 18) para un período de retorno de 100 años; los demás hietogramas para las frecuencias de 100 años se pueden observar en el Anexo 8.3.

Dada la cantidad de hietogramas resultantes, 6 por cada subcuenca (24 en total), se expone como muestra el hietograma de diseño de la

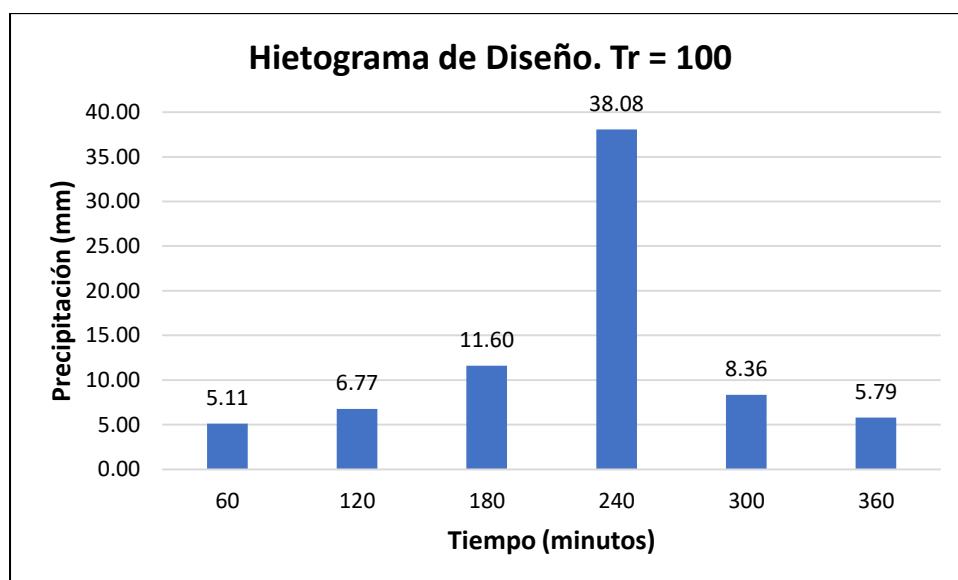


Figura 18. Hietograma de diseño Tr100 de la subcuenca Río Lodana.

4.3. Estudio hidrológico de la cuenca de aporte

El esquema del modelo hidrológico elaborado con HEC-HMS se muestra en la Figura 19.

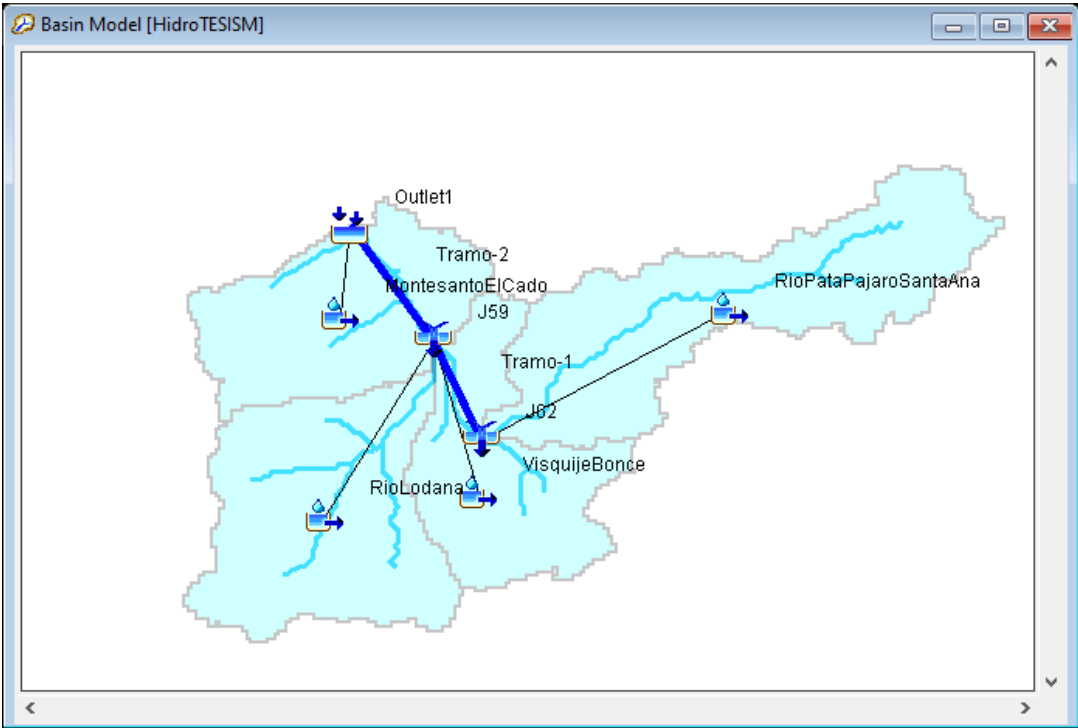


Figura 19. Modelo del estudio hidrológico en HEC-HMS.

4.3.1. Generación de CN de subcuencas

llamada “*CNLookUp*”, que se muestra a continuación:

Con la información de las Tablas 4, 5 y 6 se elaboró como base de datos la Tabla 11,

Tabla 11. Tabla de base de datos “*CNLookUp*”.

Descripción	A	B	C	D
Agua	100	100	100	100
Residencial media	77	85	90	92
Bosque	45	66	77	83
Agricultura	72	81	88	91

HEC-GeoHMS permitió calcular los números de curva usando el MDT y los

mapas de las Figuras 14 y 15 junto con la Tabla 11, mediante la opción *Generate CN*

Grid. El mapa de números de curva CN se puede apreciar en la Figura 20.

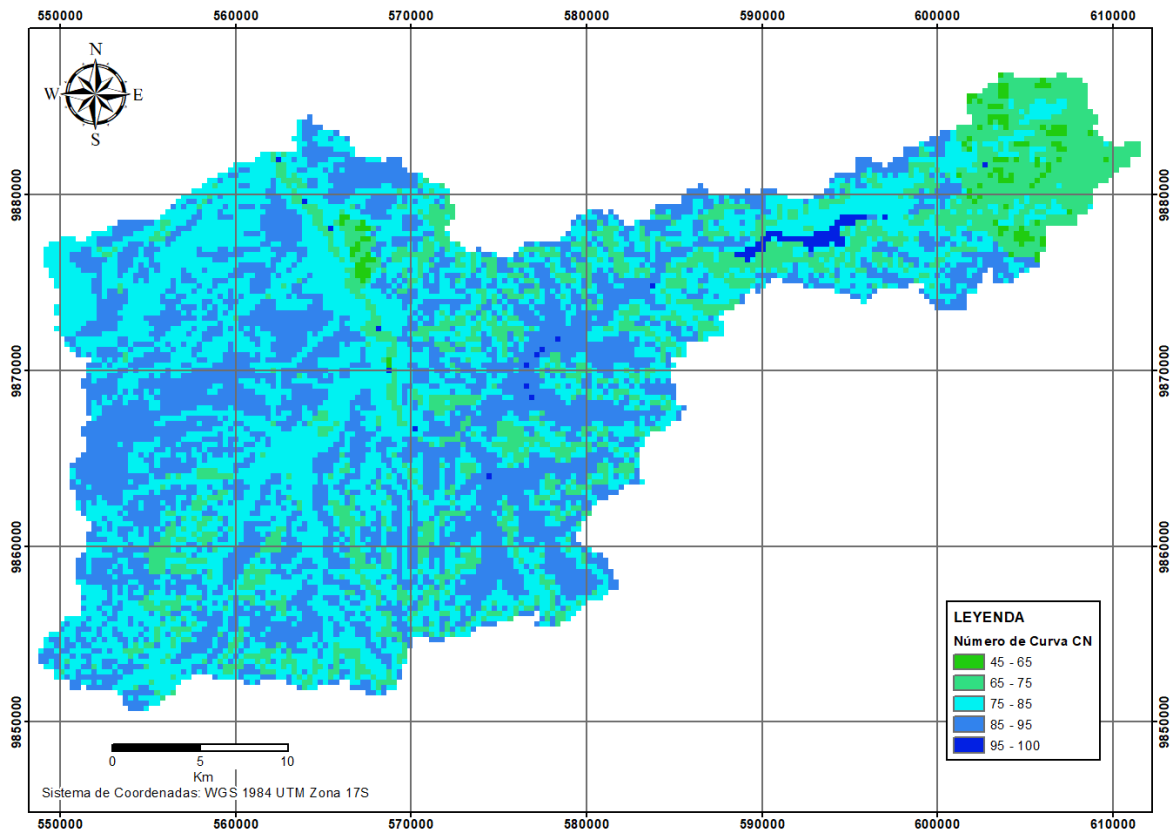


Figura 20. Mapa de números de curva.

Para determinar los números de curva de cada subcuenca HEC-GeoHMS permitió ponderar de forma automática, mediante la opción *Subbasin Parameters From Raster – Input Curve Number Grid*, los valores de CN

establecidos en el mapa de la Figura 20. La Tabla 12 indica los números de curva resultantes para cada subcuenca.

Tabla 12. Número de curva de cada subcuenca.

Subcuenca	CN
Río Pata de Pájaro – Santa Ana	77.93
Visquije – Bonce	81.38
Río Lodana	82.00
El Cado – Montesanto	81.11

Con los datos de la Tabla 12 se estableció un CN ponderado de **80.41** para la cuenca de aporte.

4.3.2. Método del tiempo de retardo CN de la cuenca hidrográfica

El tiempo de retardo de cada subcuenca se calculó con la opción “*CNLag*” del HEC-

GeoHMS; este parámetro considera la pendiente de la Tabla 7, los números de curva de la Tabla 12 y demás información física de la cuenca (mapa de pendientes, MDT, entre otros). Los tiempos de retardo

obtenidos como resultado de este proceso constan en la Tabla 13.

Tabla 13. Tiempo de retardo de cada subcuenca.

Subcuenca	Lag (minutos)
Río Pata de Pájaro – Santa Ana	331.20
Visquije – Bonce	166.20
Río Lodana	216.00
El Cado – Montesanto	223.20

4.3.3. Tránsito distribuido de los caudales

Para transitar los caudales se definieron 2 tramos (ver Figura 19), cuyas longitudes y

pendientes se han obtenido a partir de los archivos ráster publicados en la página *web* del SIGTIERRAS (www.sigtierras.gob.ec). La Tabla 14 exhibe las características y el número de Manning de cada tramo.

Tabla 14. Características y número de Manning de cada tramo.

Tramo	Longitud (m)	Pendiente (%)	Manning <i>n</i>
1	9003	0.10	0.077
2	11713	0.10	0.077

Se utilizó el modelo Muskingum-Cunge con una sección de 8 puntos. Las Tablas 15 y 16

definen los puntos de las secciones transversales de los tramos.

Tabla 15. Sección transversal del tramo 1.

Punto	Estación	Elevación
1	0.00	74.88
2	401.89	57.41
3	1538.58	54.78
4	1568.57	46.80
5	1574.57	46.82
6	1601.57	57.47
7	1751.53	62.56
8	1853.50	74.19

Tabla 16. Sección transversal del tramo 2.

Punto	Estación	Elevación
1	0.00	40.60
2	44.85	36.97
3	176.40	38.25
4	215.27	33.23
5	218.26	33.22
6	254.13	38.41
7	379.71	38.57
8	427.54	42.38

Las Figuras 21 y 22 muestran los gráficos que generó el HEC-HMS de las secciones de

los tramos 1 y 2, basados en los puntos de las Tablas 15 y 16.

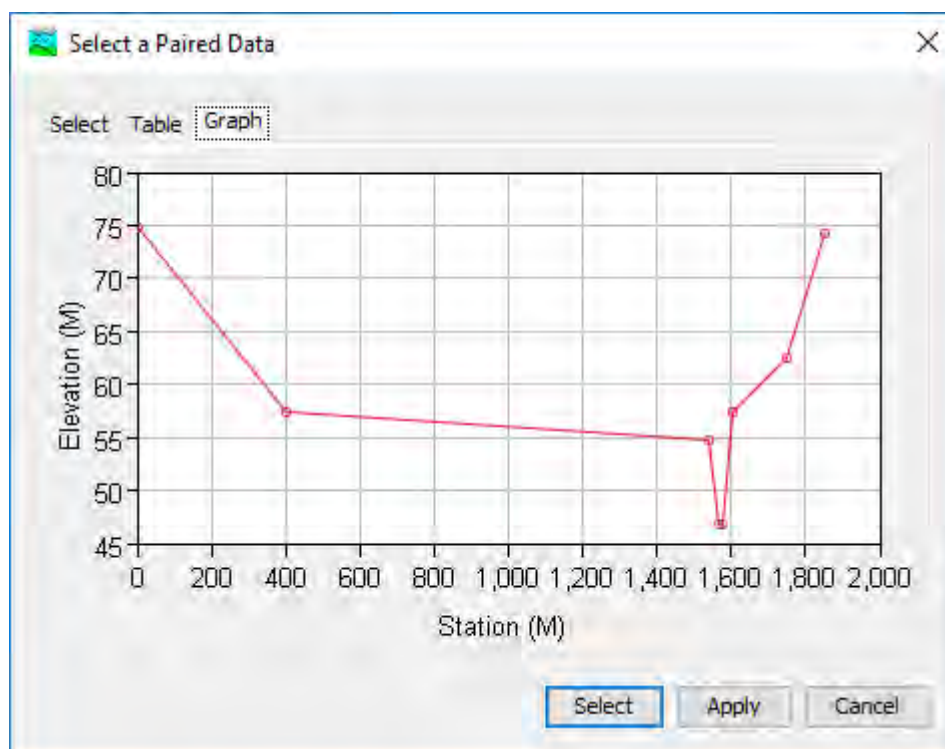


Figura 21. Gráfico de la sección del tramo 1 en HEC-HMS.

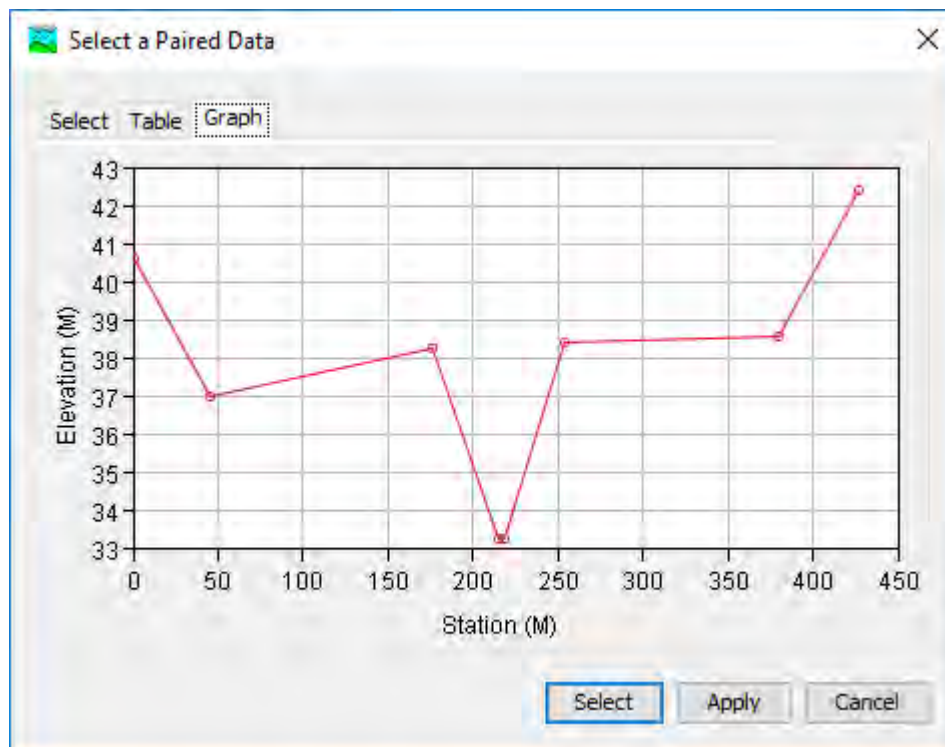


Figura 22. Gráfico de la sección del tramo 2 en HEC-HMS.

4.3.4. Hidrograma unitario adimensional del SCS

El resultado final del estudio hidrológico son los hidrogramas de crecida, obtenidos en el

punto de descarga (cierre hipotético) de la cuenca de aporte. Los caudales pico y volúmenes resultantes se incluyen en la Tabla 17.

Tabla 17. Caudales pico y volúmenes resultantes con HEC-HMS.

Período de retorno (años)	Caudal Pico (m ³ /s)	Volumen (x 1000 m ³)
2	225.10	9087.20
5	336.70	13020.40
10	523.90	16722.50
25	676.40	23260.80
50	892.60	29303.30
100	1162.30	36327.00

El hidrograma de crecida obtenido para el período de retorno de 100 años se presenta en la Figura 23. Los hidrogramas de los

períodos de retorno de 2, 5, 10, 25 y 50 años se encuentran en el Anexo 8.4.

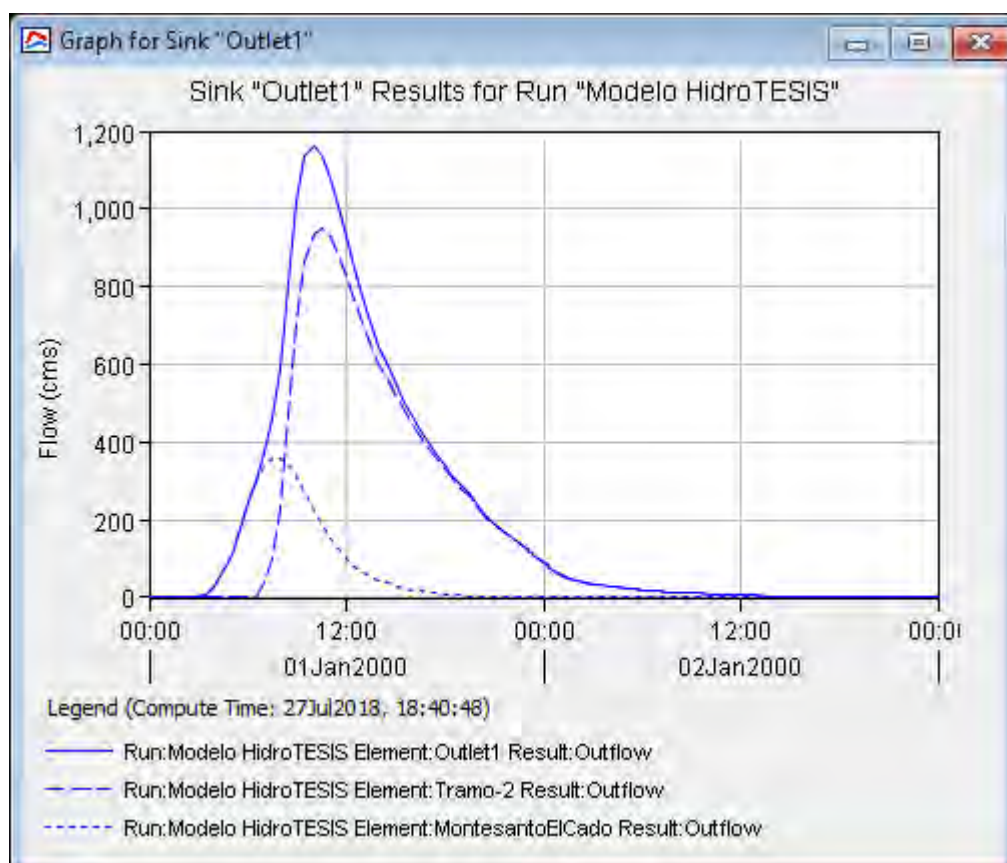


Figura 23. Hidrograma de crecida para Tr100.

4.4. Estudio hidráulico del río y sus llanuras de inundación

El tramo del río objeto de la modelación hidráulica con HEC-RAS, es de aproximadamente 15.92 Km; distancia medida desde la descarga de la quebrada Montesanto hasta cerca de 1.48 Km antes del puente Mejía, siguiendo la trayectoria del cauce. Las modelaciones hidráulicas arrojan como resultado las áreas de inundación que se presentan en la Tabla 18.

Tabla 18. Áreas de inundación resultantes con HEC-RAS.

Período de retorno (años)	Área de inundación (ha)
2	502.54
5	761.23
10	1055.45
25	1243.33
50	1450.74
100	1651.03

Las áreas de inundación para cada período de retorno se muestran en la Figura 24.

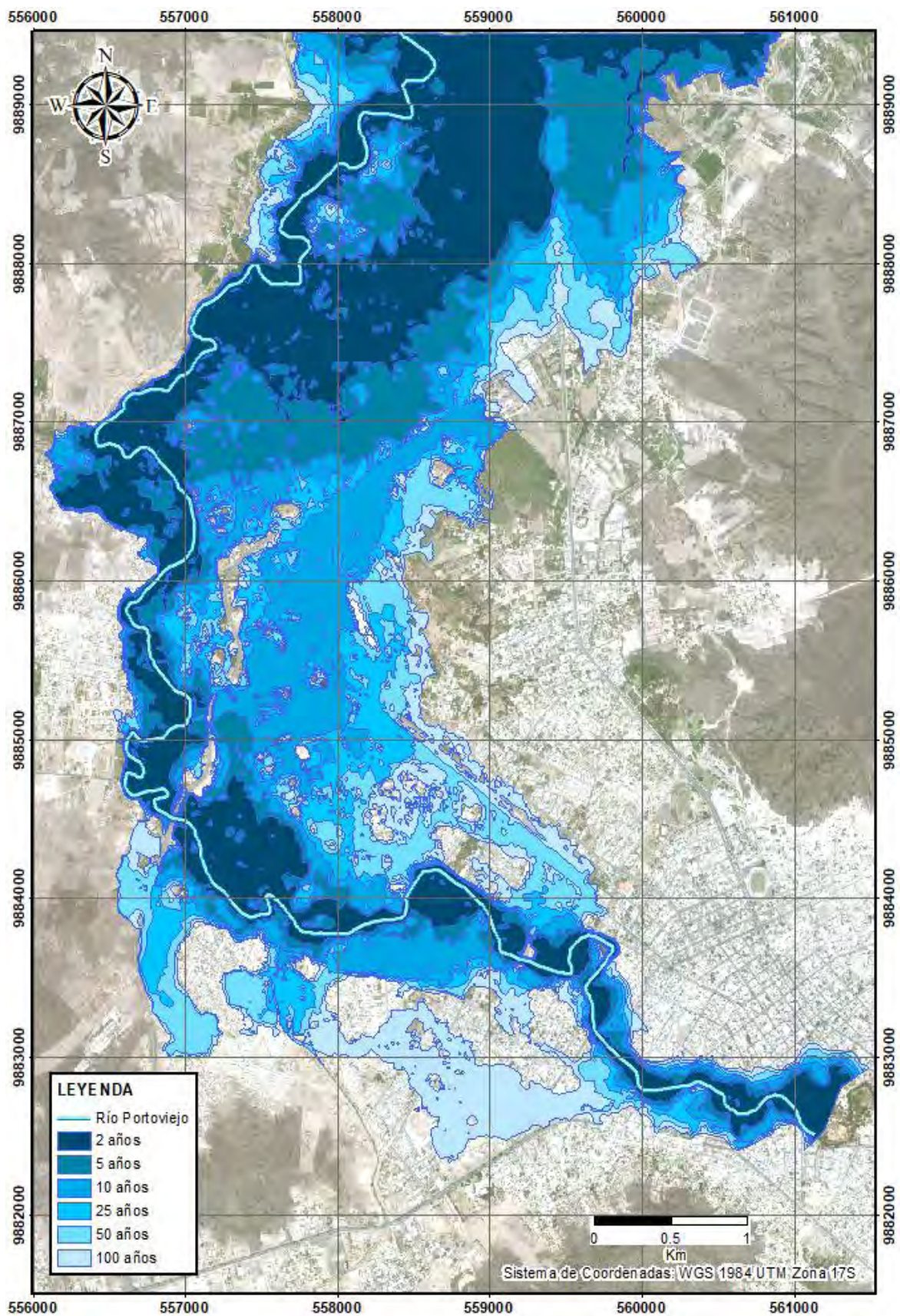


Figura 24. Mapa de áreas de inundación en la zona urbana de Portoviejo.

5. DISCUSIÓN

5.1. Caudales pico

Es necesario contrastar los resultados obtenidos en este trabajo para poder demostrar su fiabilidad, razón por la cual, se realizó una búsqueda bibliográfica de los proyectos que reposan en entidades y departamentos de gobierno local, autoridades del agua y gestión de riesgos. Se han encontrado cuatro trabajos realizados en la zona de estudio que permiten hacer esta comparativa.

Las normas técnicas del IEOS (Instituto Ecuatoriano de Obras Sanitarias) publicadas por la SENAGUA, disponen que los sistemas

de macro drenajes (canales, esteros y ríos) se diseñarán para escurrimientos de frecuencias superiores a los 50 años.

Considerando que actualmente en el Ecuador no existe una norma mandataria para control de inundaciones, Liming *et al.* (2016) propone como norma de protección para Portoviejo utilizar un nivel de prevención con período de retorno de 100 años.

En atención a los criterios descritos, la Tabla 19 expone la comparación de caudales pico en función del período de retorno de 100 años.

Tabla 19. Comparación de caudales pico para el período de retorno de 100 años.

GADM Portoviejo (2001) (m³/s)	Valencia (2004) (m³/s)	GADM Portoviejo (2015) (m³/s)	Liming <i>et al.</i> (2016) (m³/s)	TFM (m³/s)
895.00	996.94	154.30	851.00	1162.30

Lo más notorio de los valores de la Tabla 19 es el enorme desfase que existe entre el caudal del estudio del GADM Portoviejo (2015) con los demás proyectos, que se debe a un error. Existen muchos factores que han

podido incidir en este error, lo que conllevó a realizar un análisis un poco más profundo de estos estudios. A continuación, se mencionan ciertas particularidades de cada estudio en la Tabla 20.

Tabla 20. Particularidades de los estudios en comparativa con el TFM.

Estudio	Precipitación	Lluvia – escorrentía	Tránsito de caudales	Modelo
GADM Portoviejo (2001)	Takahashi (1995) JICA	---	Muskingum-Cunge	HIDRO-1
Valencia (2004)	Takahashi (1995) JICA	SCS	Muskingum-Cunge	HIDRO-1
GADM Portoviejo (2015)	INAMHI (1998)	SCS	Muskingum	HEC-HMS
Liming <i>et al.</i> (2016)	---	---	---	MIKE 11

Liming *et al.* (2016) obtiene el caudal pico en base a la crecida de diseño calculada con la información de inundaciones medidas e interpoladas de la estación hidrológica H0267, ubicada en el mismo río a la altura del cantón Santa Ana.

El estudio del GADM Portoviejo (2001) a pesar de no proveer información respecto al

método utilizado para la transformación lluvia-escorrentía, guarda relación con Valencia (2004) y obtuvo resultados coherentes en relación con los demás estudios.

En la Tabla 21 se confrontan los números de curva de los estudios de Valencia (2004) y el GADM Portoviejo (2015) con el presente trabajo.

Tabla 21. Comparación de números de curva.

Estudio	CN
Vaqlencia (2004)	92.81
GADM Portoviejo (2015)	70.00
TFM	80.41

El número de curva de Valencia (2004) responde a un proceso de selección y ponderación de las 5 subcuencas que estableció, donde convirtió los CN de la condición antecedente de humedad normal (AMC II) a condiciones húmedas (AMC III); mientras que el GADM Portoviejo (2015) determino el CN igual a 70 para toda el área de influencia, que dividió en 2 subcuencas. Ambos estudios calculan el tiempo de

concentración con la fórmula de Kirpich; y adoptan una duración de lluvia de 6 horas, al igual que GADM Portoviejo (2001).

Se descarta el estudio del GADM Portoviejo (2015) debido a que no cumple con los parámetros mínimos que se han evaluado y sus resultados se consideran para nada fiables; se describen las razones a continuación:

- El caudal pico dista mucho de los demás estudios.
- No se recomienda utilizar el método Muskingum para transitar los caudales con HEC-HMS, cuando no existe aforo de caudales para la calibración del modelo en el punto de descarga y, además, se conoce que la crecida excede la capacidad del cauce y desborda hacia la llanura de inundación.
- El número de curva se adoptó de forma muy ligera y sin considerar un análisis espacial más profundo.
- Y, por último, los resultados sugieren que hubo una subestimación en el análisis de las tormentas de diseño.

A partir de ahora, el enfoque para la comparación de los resultados se realiza en base a los 3 estudios restantes; todos ellos incluyen en sus modelos la represa Poza Honda y la atenuación de avenidas producto de la laminación de caudales a través del embalse. En otras palabras, los 175 Km² que corresponden a la cuenca que se forma con este embalse no contribuyen en la esorrentía que genera el caudal pico del hidrograma total.

La subcuenca Río Pata de Pájaro – Santa Ana tiene un área de 336.17 Km² y para la frecuencia de 100 años un caudal pico de

334.60 m³/s, del cual el 52% pertenece a la cuenca Poza Honda, por relación de áreas; por lo tanto, según el presente estudio, el caudal que no afecta al pico total para el período de retorno de 100 años es de 173.99 m³/s.

Por otro lado, las áreas de estudio (cuencas de aporte) entre los proyectos del GADM Portoviejo (2001) y Liming *et al.* (2016) son similares, ambos excluyen en su alcance la cuenca de la quebrada Montesanto; en cambio, el estudio de Valencia (2004) considera la misma área de cobertura que este proyecto, la cual incluye la cuenca de esta quebrada.

Se realizó un estudio hidrológico de la cuenca de la quebrada Montesanto con el propósito de obtener el valor del caudal pico para la frecuencia de 100 años, y poder así, contrastar en su totalidad este TFM con los 3 estudios mencionados. Se utilizó el hietograma de diseño de la subcuenca El Cado – Montesanto, y se afectó la altura de precipitación por el coeficiente de distribución de área. La Tabla 22 indica los parámetros básicos de la cuenca para ejecutar el modelo hidrológico con HEC-HMS.

Tabla 22. Parámetros básicos para el modelo de la cuenca Montesanto con HEC-HMS.

Área (Km ²)	Lluvia – escorrentía	CN	Lag (min)	Coefficiente Área
56.40	SCS	80.37	170.40	0.97

Los resultados de esta modelación se muestran en la Figura 25.

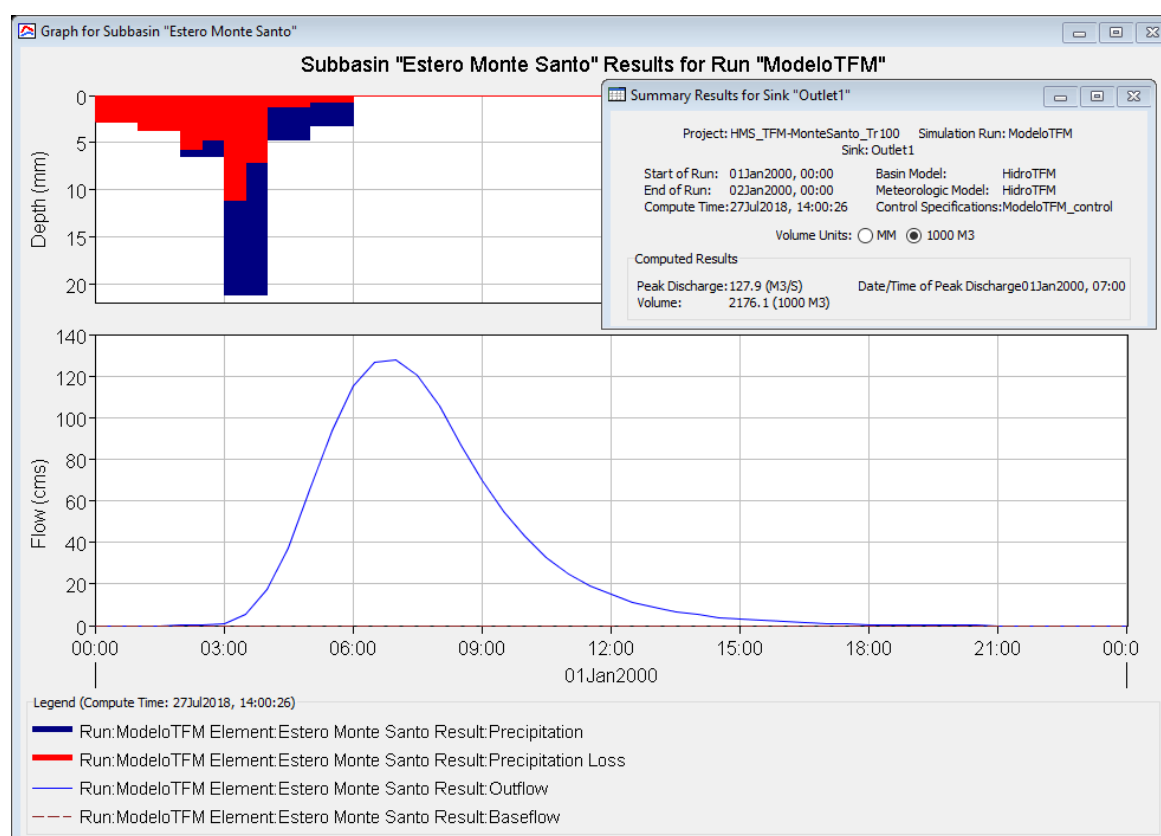


Figura 25. Resultados de modelación hidrológica de la cuenca Montesanto para Tr100.

Como se puede observar en la figura anterior, el caudal pico de descarga de la cuenca Montesanto para la frecuencia de 100 años es de 127.90 m³/s; este valor debe reducirse del obtenido en este estudio, para poder comparar en igualdad de condiciones con los proyectos del GADM Portoviejo (2001) y Liming *et al.* (2016).

En este punto tenemos ya listos todos los datos necesarios y sustentados para realizar la comparativa de los caudales pico. La Tabla 23 presenta estos resultados.

Tabla 23. Comparativa definitiva de los caudales pico.

Estudio	Caudal Pico Estudios (m ³ /s)	Caudal Pico TFM (m ³ /s)	Aproximación de resultados
GADM Portoviejo (2001)	895.00	860.41	96%
Valencia (2004)	996.94	988.31	99%
Liming <i>et al.</i> (2016)	851.00	860.41	99%

A pesar de la coincidencia en los resultados obtenidos, recordemos que Valencia (2004) presenta un CN ponderado de 92.81 que difiere con el número de curva ponderado de 80.41 obtenido en este estudio, lo que supone una variación considerable en la escorrentía; sin embargo, esto se debe a la diferencia existente entre las precipitaciones utilizadas por uno y otro estudio.

Hasta principios del año 2016 se utilizaba el estudio de lluvias intensas publicado por el INAMHI en 1999. Se entiende que el GADM Portoviejo (2001) y Valencia (2004) desarrollaron sus estudios en relación con precipitaciones que guardan alguna similitud con las de Fiallos (1999). La Tabla 24 muestra estos valores de intensidades máximas en 24 horas para la estación meteorológica Portoviejo – M0005.

Tabla 24. Intensidades máximas en 24 horas de la estación Portoviejo – M0005 (Fuente: Fiallos, 1999).

Tr5	Tr10	Tr25	Tr50	Tr100
2.94	3.53	4.28	4.84	5.40

Al comparar los valores de la Tabla 24 con los de la Tabla 1, se denota un incremento de alrededor del 16% para la intensidad Tr100 de la Tabla 1; así mismo, se han incrementado los demás valores.

En conclusión, se atribuye la paridad de los resultados obtenidos entre este estudio y Valencia (2004) debido al incremento de las intensidades máximas en 24 horas, presentadas en la actualización del estudio de lluvias intensas publicado por el INAMHI en 2015.

5.2. Áreas de inundación

La inundación de febrero de 2017 nos tomó por completo desprevenidos, razón por la cual, fue imposible contar con la planificación y logística necesaria para registrar al instante las secuelas (Ortofotografías) de aquel evento extremo de precipitación.

En abril del mismo año, ocurrió el último evento de inundación registrado hasta la presente fecha; en esa ocasión estuvimos mejor preparados y fue posible registrar,

mediante vuelos de dron, imágenes fotográficas en tiempo real de las zonas afectadas y las áreas inundadas.

Para constatar la veracidad de los resultados finales de este TFM, se realiza la modelación

hidrológica e hidráulica de la inundación de abril de 2017. La distribución temporal de esa tormenta se muestra en la Figura 26.

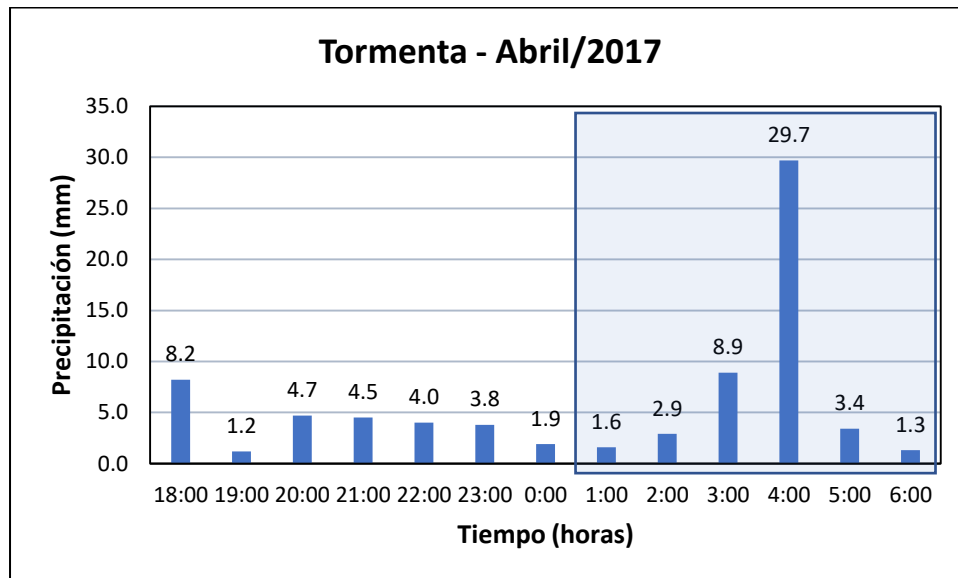


Figura 26. Distribución temporal de la tormenta del 8 de abril de 2017 (Adaptado de faja pluviográfica de la estación meteorológica Portoviejo – M0005).

Nótese en la Figura 26, que la precipitación registrada hasta antes de la 1:00 corresponde al día 7 de abril y representa la lluvia previa a la tormenta, esto se traduce en condición de humedad normal del suelo. Y como se puede observar, el patrón de lluvias del registro pluviográfico (recuadro azul) confirma la duración adoptada de 6 horas para las tormentas de diseño.

En la práctica, es usual coincidir la duración de las lluvias de diseño con el tiempo de concentración de las cuencas. Lo más común en nuestro medio es calcular este parámetro mediante la ecuación de Kirpich, sin embargo, Simas (1996) relaciona el tiempo

de concentración y el tiempo de retardo mediante la ecuación:

$$L = 0.6 * T_c \quad (16)$$

Dónde:

L = tiempo de retardo de la cuenca (horas)

T_c = tiempo de concentración (horas)

En el estudio hidrológico se calculó directamente el tiempo de retardo de las subcuencas, por tal razón, no fue necesario estimar el T_c . Ahora, aprovechando el registro pluviográfico de la tormenta de abril, se calculará el T_c de cada subcuenca para luego compararlos con la duración efectiva de la lluvia de la Figura 26 (recuadro azul).

La ecuación (16) en función del T_c es:

$$T_c = \frac{L}{0.6} \quad (17)$$

Al aplicar la ecuación (17) en los valores de la Tabla 13, se calculan los T_c de cada

subcuenca; los resultados se exponen en la Tabla 25.

Tabla 25. Tiempo de concentración de cada subcuenca.

Subcuenca	T_c (horas)
Río Pata de Pájaro – Santa Ana	9.20
Visquije – Bonce	4.62
Río Lodana	6.00
El Cado – Montesanto	6.20

Las subcuencas que se encuentran geográficamente más cerca de la estación meteorológica Portoviejo – M0005, son las del Río Lodana y El Cado – Montesanto. Los T_c de estas subcuencas prácticamente coinciden con la duración de la tormenta registrada.

Producto de la modelización hidrológica se obtuvo un caudal pico de **250.40 m³/s**, y el hidrograma de crecida que se muestra en la Figura 27.

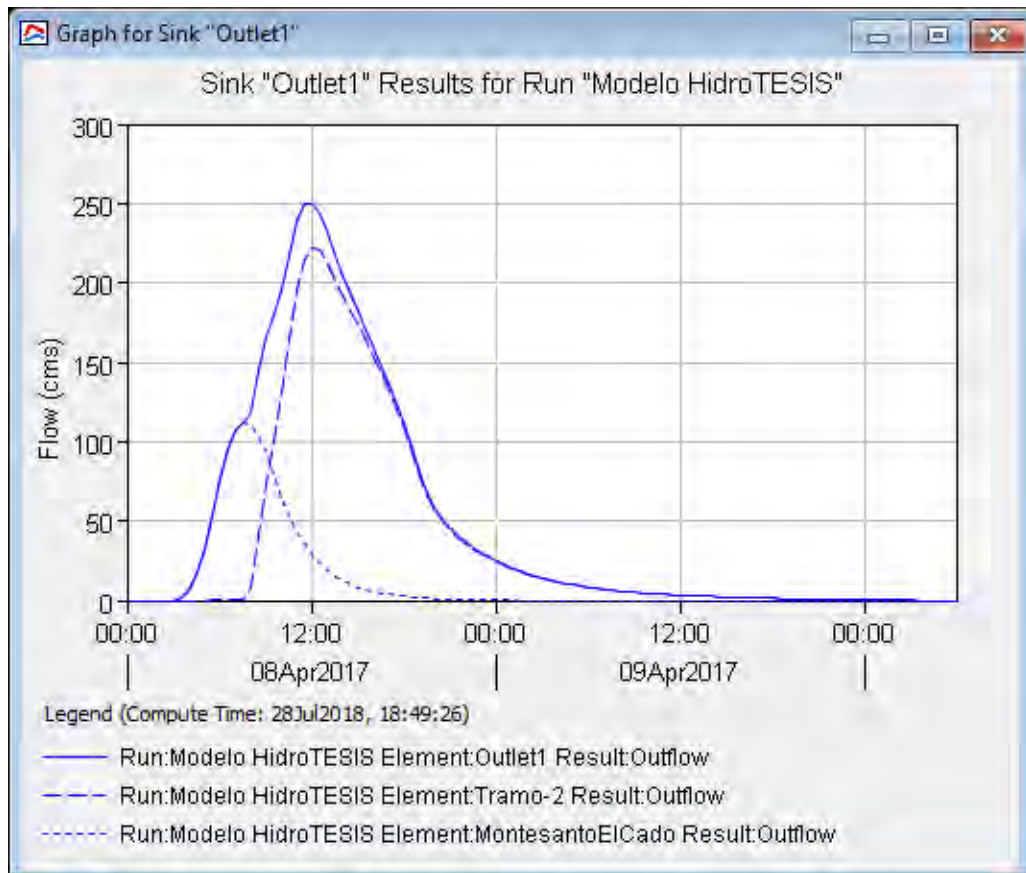


Figura 27. Hidrograma de crecida de la tormenta del 8 de abril de 2017.

La ecuación de intensidad para duraciones de lluvia de entre 120 a 1440 minutos de la estación Portoviejo – M0005, expuesta por Guachamín *et al.* (2015) en la actualización del estudio de intensidades es:

$$I = \frac{891.12 * T^{0.2424}}{t^{0.8418}} \quad (18)$$

La ecuación (18) en términos del período de retorno, resulta:

$$T = \left(\frac{I * t^{0.8418}}{891.12} \right)^{1/0.2424} \quad (19)$$

Con la ecuación (19) se obtiene el período de retorno de la lluvia de abril igual a 2.7 años, esta frecuencia corresponde únicamente al

registro pluviográfico o hietograma de tormenta de la estación meteorológica Portoviejo – M0005.

Una vez conocido el caudal pico, obtenido con el modelo hidrológico, de la tormenta de abril; se procede a graficar en escala aritmética los caudales de la Tabla 17 y en escala logarítmica el período de retorno entre 1 y 10 años. Dentro de esta grafica se traza la recta del caudal pico de la tormenta de abril, para encontrar así, el período de retorno correspondiente al modelo hidrológico. La Figura 28 muestra la representación semilogarítmica de este análisis.

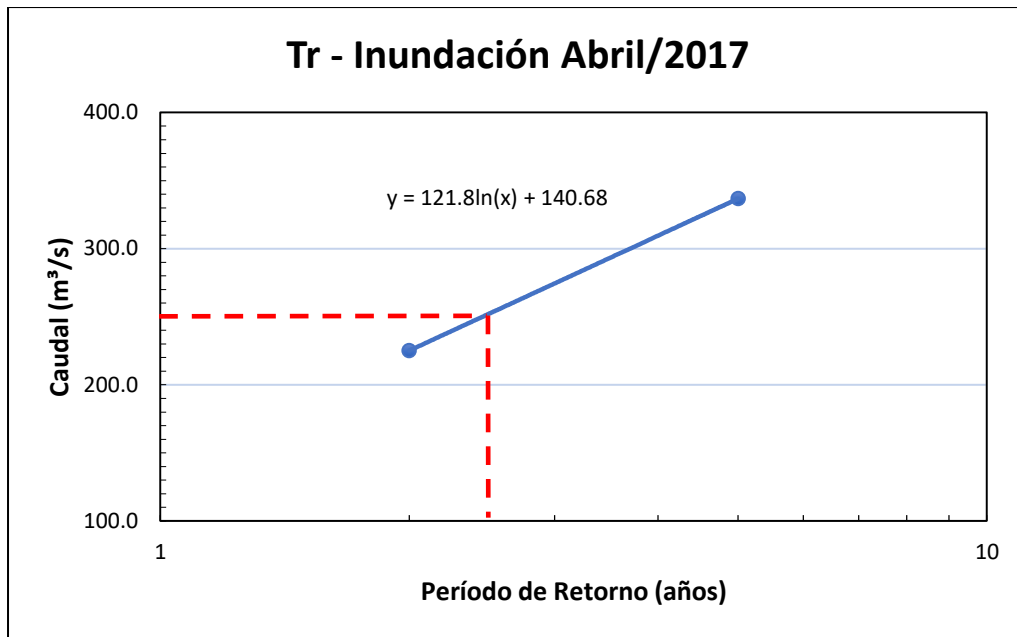


Figura 28. Representación semilogarítmica para estimar la frecuencia del modelo.

En la Figura 28 se aprecia que para un caudal de 250.40 m³/s corresponde un período de retorno de 2.4 años. Por tanto, se puede concluir que existe una gran similitud entre la frecuencia de la tormenta registrada y el modelo hidrológico calculado; $2.7 \approx 2.4$ años.

Retomando la discusión de las áreas de inundación; la Figura 29 muestra el mosaico

de ortofotos obtenidas en la crecida de abril. Y finalmente, con el hidrograma de la Figura 27, se corrió el modelo hidráulico de la inundación con HEC-RAS en 2D. La Figura 30 muestra el área de inundación que, según el modelo, genera el flujo no permanente a las 15:55 del 8 de abril, la cual, es la misma hora en que se tomaron las ortofotos utilizadas en la Figura 29.

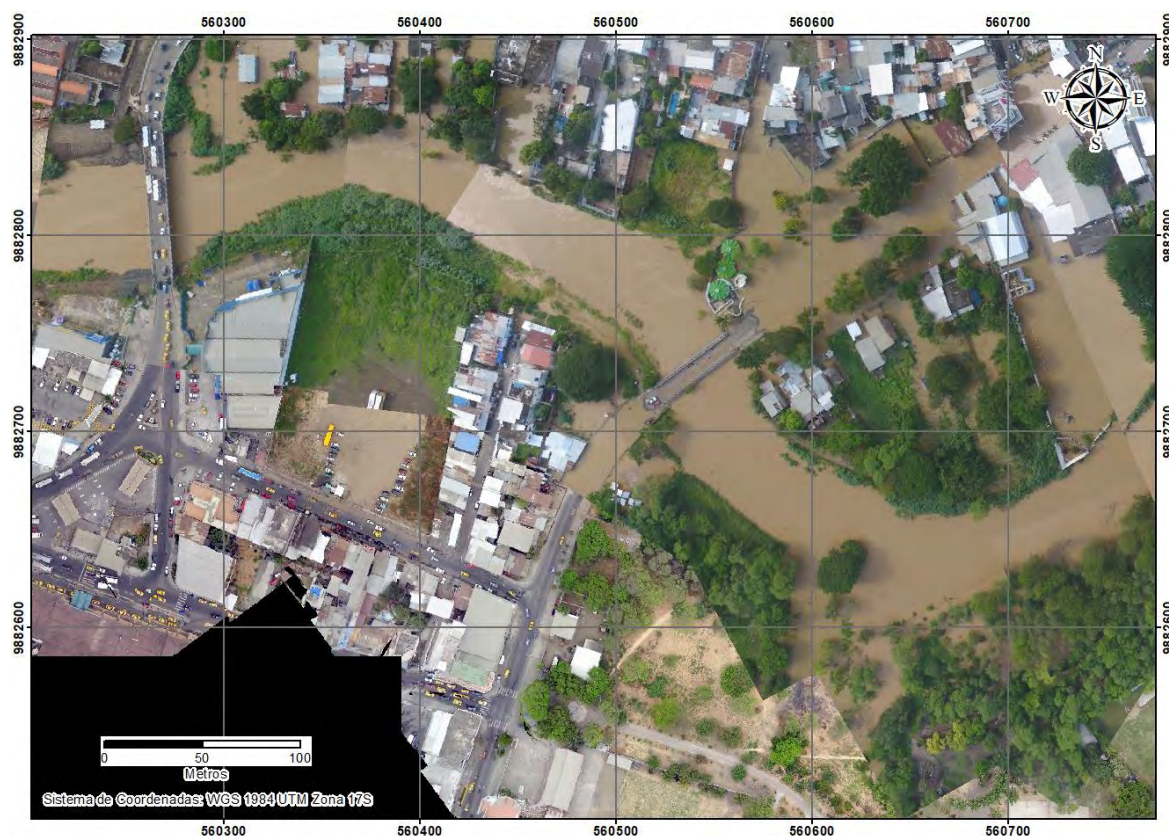


Figura 29. Mosaico de un tramo de la inundación del 8 de abril de 2017 (Fuente de archivos fotográficos: GADM del Cantón Portoviejo).

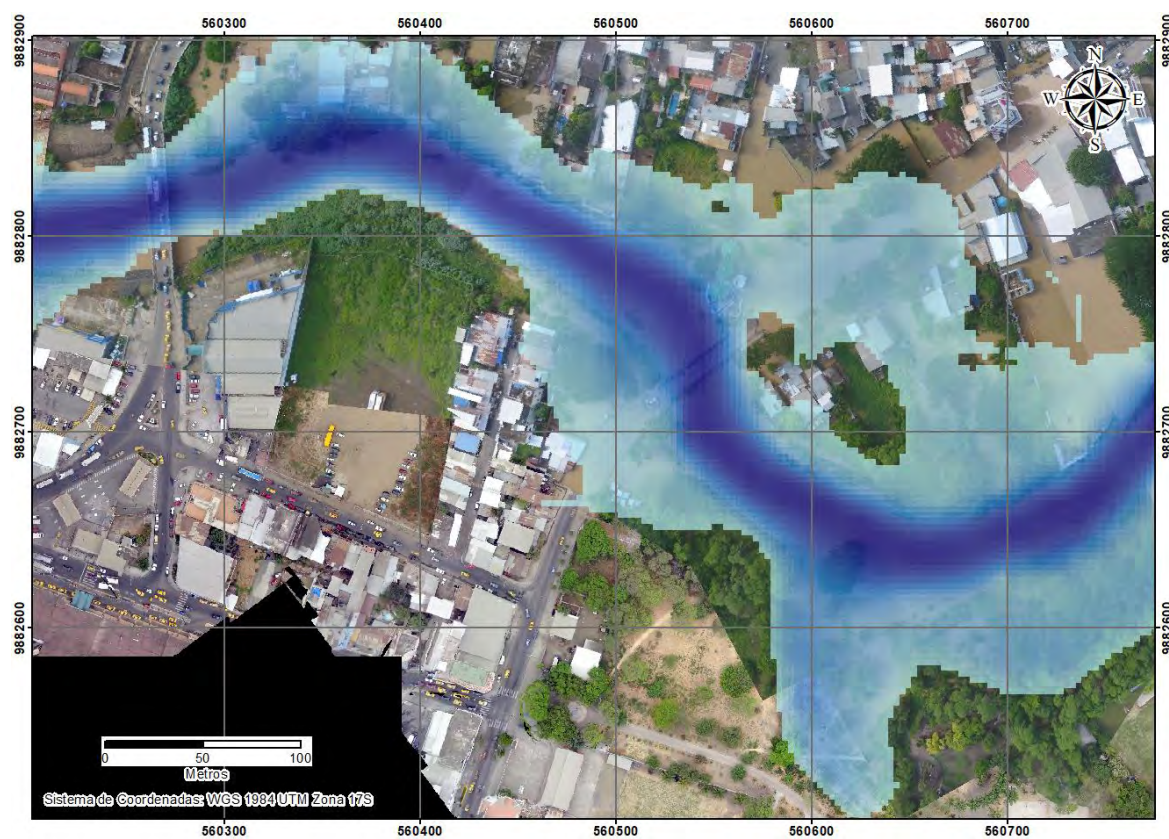


Figura 30. Área de inundación del modelo vs ortofotos del 8 de abril de 2017.

6. CONCLUSIONES

El método utilizado para calcular los tiempos de retardo de las subcuencas requiere de la aplicación de SIG, dada la magnitud de las variables de análisis. Siendo un método basado en los números de curva, considera no solo las características morfológicas de las cuencas, sino que, además, incluye las condiciones antecedentes de humedad del suelo (permitiendo diferenciar entre suelo seco y húmedo) previo a la tormenta, el parámetro del uso del suelo (que suele incidir en el cambio climático) y su textura; es por ello, que, entre otras cosas, permite obtener tiempos de concentración más cercanos a la duración real de las lluvias, como se pudo constatar en este proyecto.

El estudio hidrológico realizado, demostró la certeza de sus resultados al ser puesto en comparación con 3 estudios de reconocido prestigio. De los cuales, dos de ellos (Valencia, 2004 y GADM Portoviejo, 2001) basan la obtención de los caudales pico e hidrogramas de crecida en el método de transformación lluvia-escorrentía; mientras que, Liming *et al.* (2016) obtuvo sus resultados procesando el registro hidrológico de los caudales de crecida de la estación H0267, con 10 años de información completa que considera las grandes crecidas en el período de 1992 a 2006 (incluido los fenómenos de El Niño).

Por otro lado, tenemos las modelizaciones hidráulicas que nos brindan los resultados

finales de este estudio. De la Figura 24 se concluyó que, desde la descarga de la quebrada Montesanto hasta el puente Papagayo, el grado de afectación por inundación es menor al que se tendría de ese punto en adelante, sobre todo para los casos de tormentas con intervalos de recurrencia mayores. También se puede concluir que, a partir del puente Picoazá hasta terminar el tramo del río en estudio, se encuentra la zona más vulnerable; tal como se puede observar, con períodos de retorno de tan solo 2 años, se afecta gran parte de esa área. A continuación, se categoriza en tramos los grados de riesgo por inundación:

- Descarga de quebrada Montesanto – puente Papagayo: **Riesgo Bajo**,
- Puente Papagayo – puente Picoazá: **Riesgo Medio**, y
- Puente Picoazá – final del tramo en estudio: **Riesgo Alto**.

Se concluye que la zona norte del casco urbano de Portoviejo es de alto riesgo por inundación.

Por último, en la confrontación que se realizó entre los resultados del modelo hidráulico y el registro fotográfico de la crecida de abril, se pudo observar el alto grado de coincidencia que existe entre el área de inundación del modelo y el mosaico de ortofotos registrado.

En el siguiente enlace <https://youtu.be/tmKzZGWdTQY> se puede

observar el video de la modelación hidráulica de la inundación del 8 de abril de 2017.

De cara a futuro, se podría comparar este modelo con cartografía completa de inundaciones para su validación total. Y consecuentemente, elaborar estudios donde se proyecten variaciones en los usos del suelo, en términos de crecimiento urbano/rural, actividad agrícola y/o agropecuaria, reforestación, entre otros; con la finalidad, de establecer políticas de dominio hídrico público del río Portoviejo, en base a una planificación de ordenamiento territorial que considere las áreas inundables.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Abril, B. (2001). *Estudios hidráulicos y fluviomorfológicos para el diseño de la sección estable del cauce del río Portoviejo*. Ilustre Municipio de Portoviejo. Cuenca, Ecuador.
- Aparicio, F. (1992). *Fundamentos de Hidrología de Superficie*. Ciudad de México, México: Editorial Limusa.
- Brunner, G. (2016). *User's Manual to HEC-RAS River Analysis System* (Version 5.0): Is a software that allows you to perform one-dimensional steady and 1D and 2D unsteady flow river hydraulics calculations. US Army Corps of Engineers. Institute for Water Resources. Hydrologic Engineering Center (HEC).
- Campos, D. (1998). *Procesos del Ciclo Hidrológico* (3a ed.). San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina.
- Chow, V., Maidment, D., Mays, L. (1994). *Hidrología Aplicada*. Santafé de Bogotá, Colombia: McGraw Hill.
- Cronshey, R., McCuen, R., Miller, N., Rawls, W., Robbins, S., Woodward, D. (1986). *Urban Hydrology for Small Watersheds* (Second Ed.). Technical Release 55 (TR-55). United States of America: Natural Resources Conservation Service. United States Department of Agriculture.
- Fattorelli, S., Fernández, P. (2011). *Diseño Hidrológico* (2a ed.). Mendoza, Argentina: Water Assessment & Advisory Global Network.
- Feldman, A. (2000). *Technical Reference Manual to HEC-HMS Hydrologic Modeling System*: Is a software designed to simulate the complete hydrologic processes of dendritic watershed systems. US Army Corps of Engineers. Institute for Water Resources. Hydrologic Engineering Center (HEC).
- Ferrer, F. (2000). *Recomendaciones para el Cálculo Hidrometeorológico de Avenidas*. CEDEX. Centro de Estudios Hidrográficos.
- Fiallos, L. (1999). *Estudio de Lluvias Intensas*. Quito, Ecuador: INAMHI.
- Fleming, M., Doan, J. (2013). *User's Manual to HEC-GeoHMS Geospatial*

- Hydrologic Modeling Extension* (Version 10.1): Is a geospatial hydrology toolkit for engineers and hydrologists. US Army Corps of Engineers. Institute for Water Resources. Hydrologic Engineering Center (HEC).
- GADM Portoviejo. (2001). *Estudio para el Encauzamiento y Rescate del río Portoviejo*. Ilustre Municipio de Portoviejo. Ecuador.
- GADM Portoviejo. (2015). *Estudio Hidrológico e Hidrodinámico para el Estudio de Riesgo Hidrológico del proyecto “Planificación y Diseño de Parques del Cantón Portoviejo y Plan Maestro Paisajista del corredor del río Portoviejo, dirigido a determinación del Sistema de Parques y el Diseño Paisajista y Arquitectónico del Parque de Las Vegas, el Parque de Altura y el prototipo del Parque Lineal junto al río para las parroquias rurales del Cantón Portoviejo”*. Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del Cantón Portoviejo. Ecuador.
- Giraldo, M., Valencia, X. (2005). *Análisis de Riesgo por Inundación Zona Urbana del Cantón Portoviejo*. ONG italiana CISP. Proyecto DIPECHO. Portoviejo, Ecuador.
- Guachamín, W., García, F., Arteaga, M., Cadena, J. (2015). *Determinación de Ecuaciones para el Cálculo de Intensidades Máximas de Precipitación*. Actualización del Estudio de Lluvias Intensas. Quito, Ecuador: INAMHI.
- Liming, Z., Xiaojie, M., Jun, S., Zhengxiang, W., Xintian, Z., Sirong, Z., Zheng, G., Xin, L. (2016). *Plan Hidráulico Regional de Demarcación Hidrográfica Manabí*. Anexo V: Planificación de Control de Inundaciones. CISPDR. Secretaría del Agua. República del Ecuador.
- Linsley, R., Kohler, M., Paulus, J. (1977). *Hidrología para ingenieros* (2a ed.). Santafé de Bogotá, Colombia: McGraw Hill.
- Merwade, V. (2012). *Creating SCS Curve Number Grid using HEC-GeoHMS*. Indiana, United States of America: School of Civil Engineering, Purdue University.
- Monsalve, G. (1999). *Hidrología en la Ingeniería* (2a ed.). Colombia: Alfaomega Grupo Editor.
- Scharffenberg, W. (2013). *User’s Manual to HEC-HMS Hydrologic Modeling System* (Version 4.0): Is a software designed to simulate the complete hydrologic processes of dendritic watershed systems. US Army Corps of Engineers. Institute for Water Resources. Hydrologic Engineering Center (HEC).
- Simas, M. (1996). *Lag time characteristics in small watersheds in the United States*. Tucson, AZ, United States of America: A dissertation submitted to

- School of Renewable Natural Resources, University of Arizona.
- Takahashi, O. (1995). *Estudio de Diseño Detallado sobre los Esquemas de Traspase de Agua a las Cuencas de los Ríos Chone y Portoviejo*. JICA. Centro de Rehabilitación de Manabí (CRM). República del Ecuador.
- Tucci, C., Bertoni, J. (2006). *Gestión de Inundaciones Urbanas*. Porto Alegre, Brasil: Secretaría de la Organización Meteorológica Mundial.
- Valencia, X. (2004). *Modelo Hidrodinámico para la Implementación de un Sistema de Alerta Temprana en la Cuenca del Río Portoviejo*. ONG italiana CISP. Proyecto DIPECHO. Portoviejo, Ecuador.
- www.hidrojing.com. *Obtener curvas IDF*. <http://www.hidrojing.com/obtener-curvas-idf-parte-iii-y-ultima/>. Accedido en 27 de mayo de 2017.
- www.in.gov. *Appendix D: Land Cover Definitions*. https://www.in.gov/idem/nps/files/wmp_deercreek-sugarcreek_2-22_appendix_d.pdf. Accedido en 19 de agosto de 2017.
- www.senagua.gob.ec. *Cuencas hidrográficas del Ecuador, escala 1:250000, año 2002*. <http://aplicaciones.senagua.gob.ec/servicios/descargas/>. Accedido en 18 de julio de 2017.
- www.serviciometeorologico.gob.ec. *Red de estaciones meteorológicas convencionales*. <http://www.serviciometeorologico.gob.ec/geoinformacion-hidrometeorologica/>. Accedido en 18 de julio de 2017.
- www.sigtierras.gob.ec. *Ortofotografías y Modelo digital de terreno (MDT)*. <http://www.sigtierras.gob.ec/descargas/>. Accedido en 27 de junio de 2018.

8. ANEXOS

8.1. Mapas de isoyetas para los períodos de retorno de 2, 5, 10, 25 y 50 años

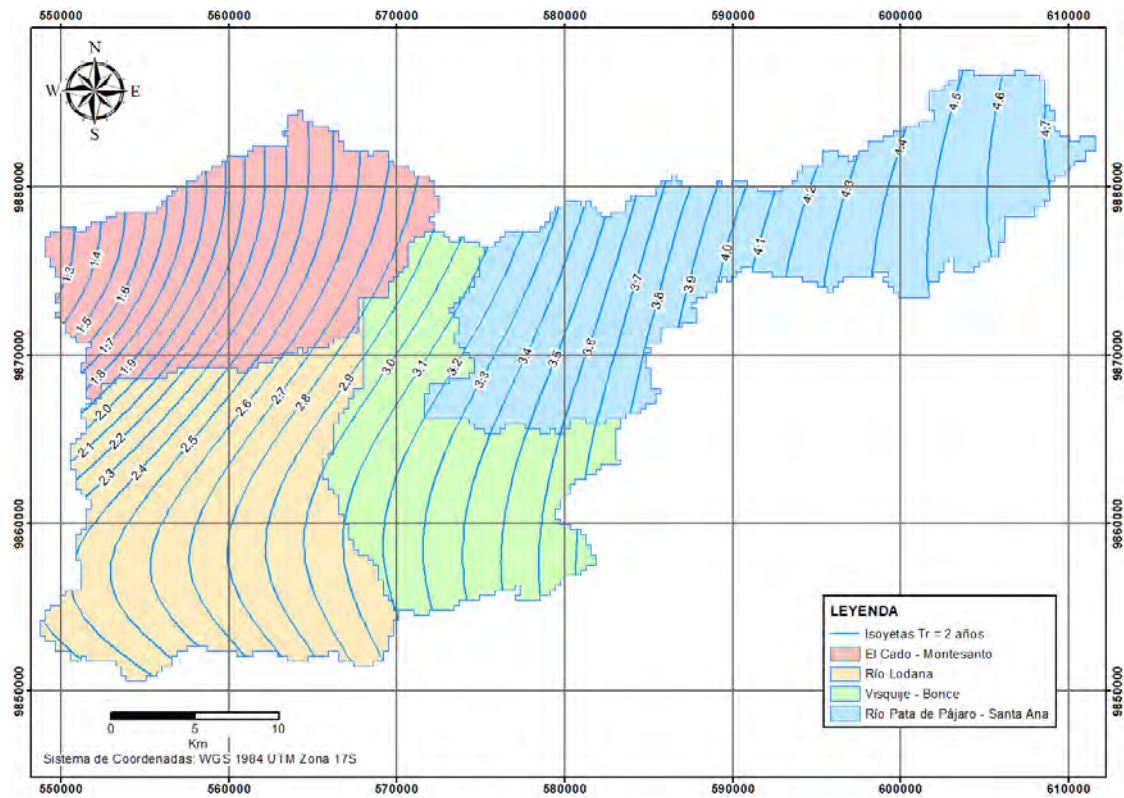


Figura 31. Mapa de isoyetas para el período de retorno de 2 años.

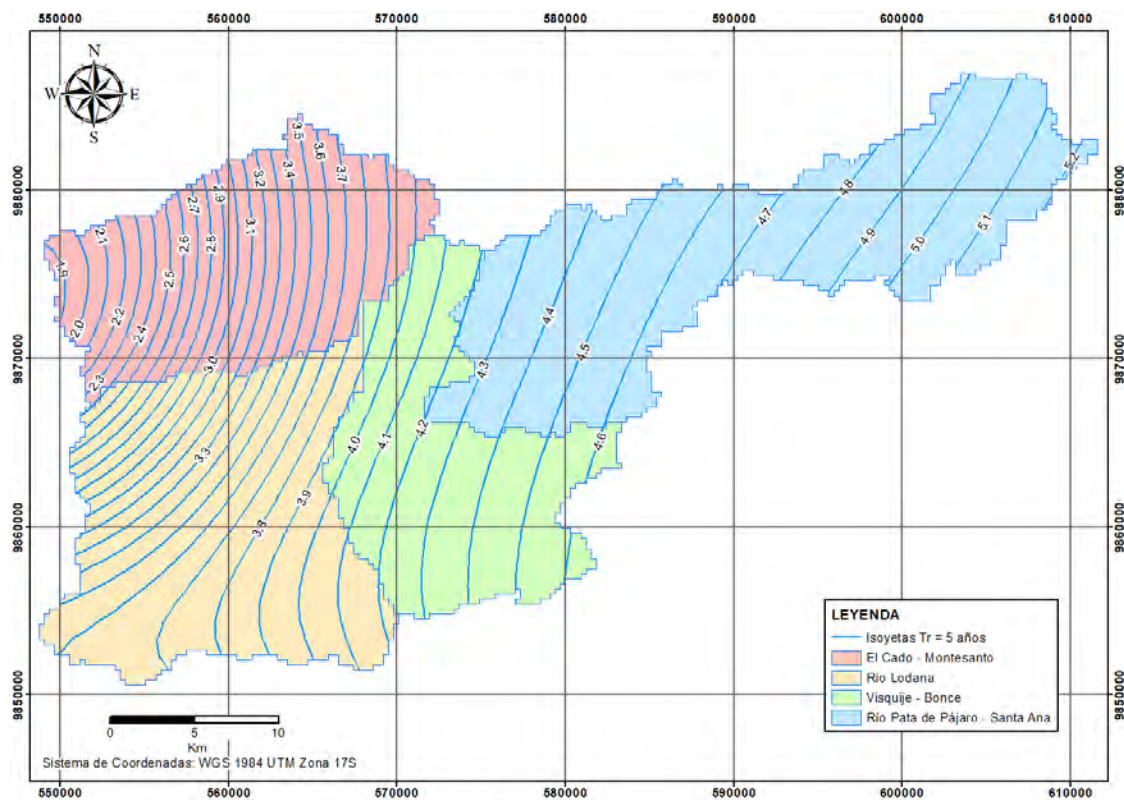


Figura 32. Mapa de isoyetas para el período de retorno de 5 años.

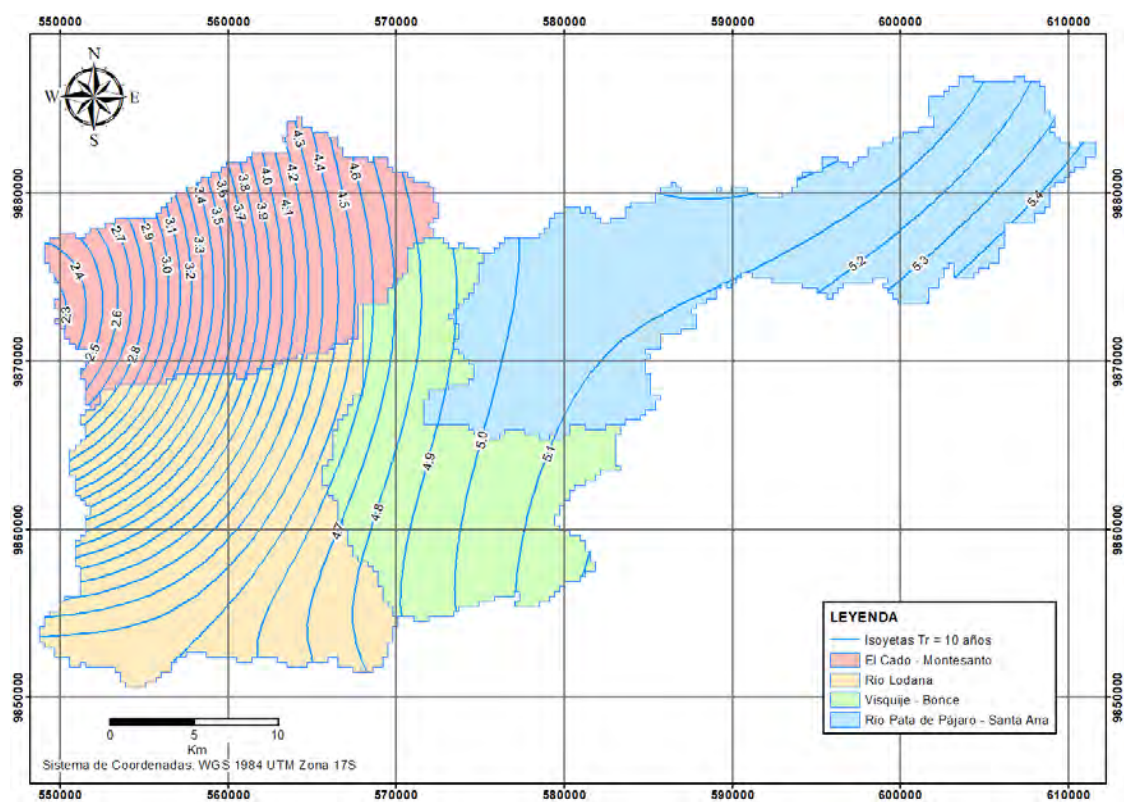


Figura 33. Mapa de isoyetas para el período de retorno de 10 años.

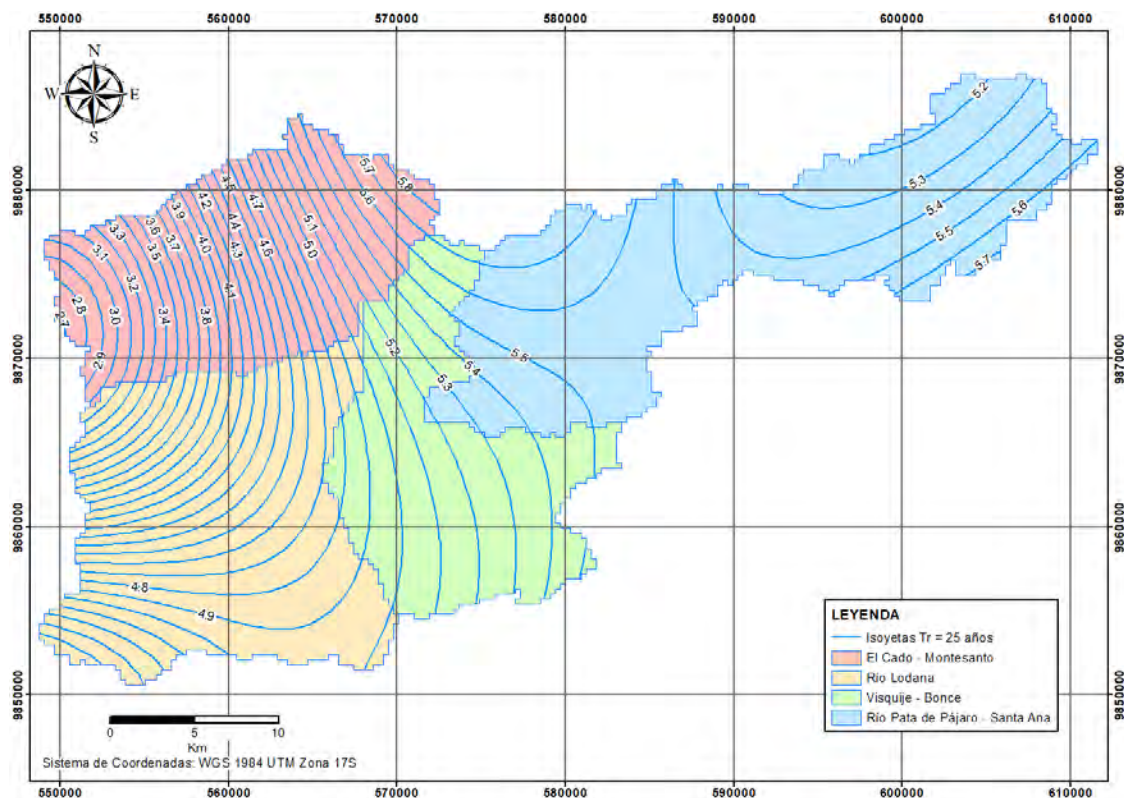


Figura 34. Mapa de isoyetas para el período de retorno de 25 años.

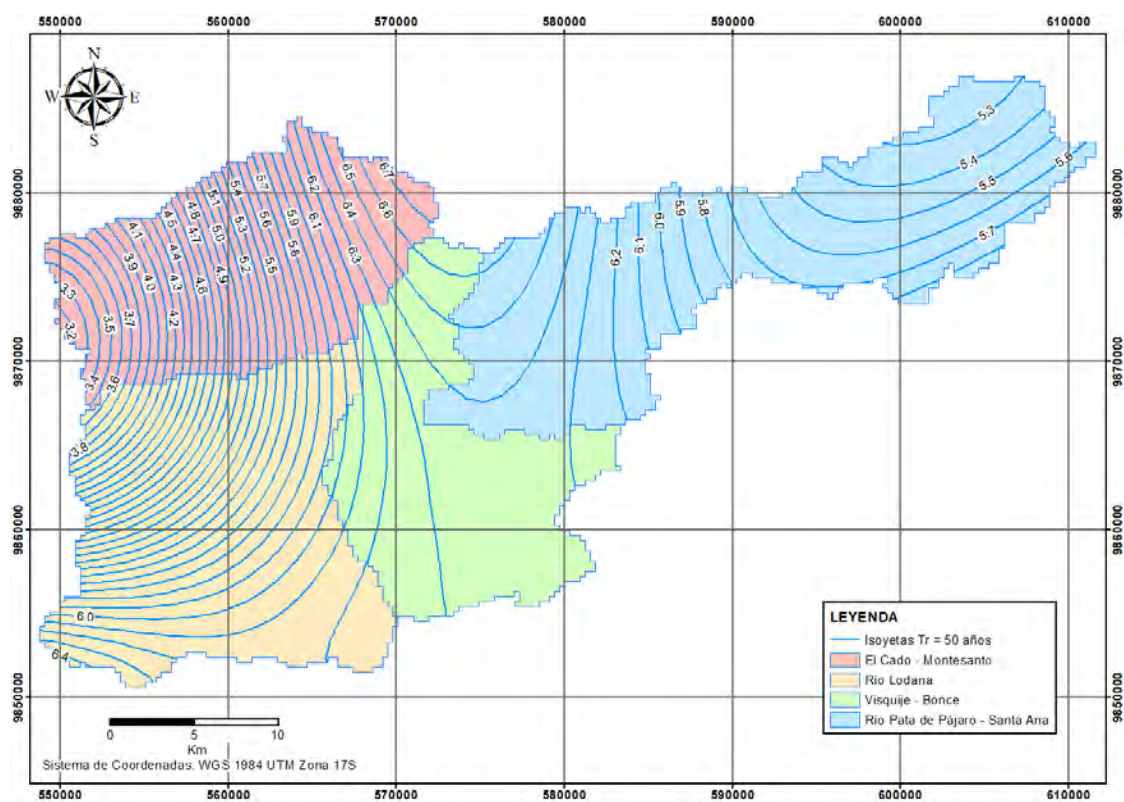


Figura 35. Mapa de isoyetas para el período de retorno de 50 años.

8.2. Curvas IDF y ecuaciones de intensidad de subcuencas restantes

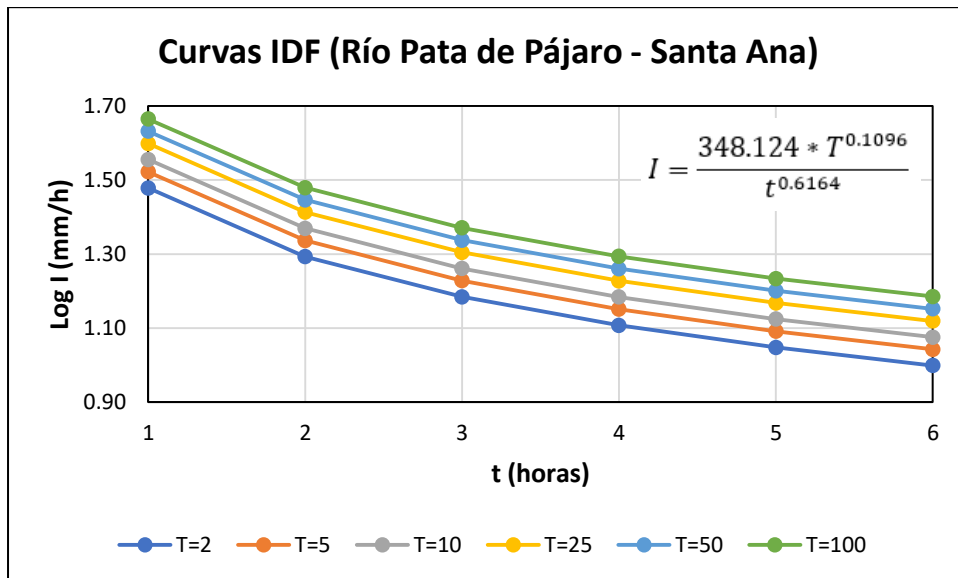


Figura 36. Curvas IDF de subcuenca Río Pata de Pájaro – Santa Ana.

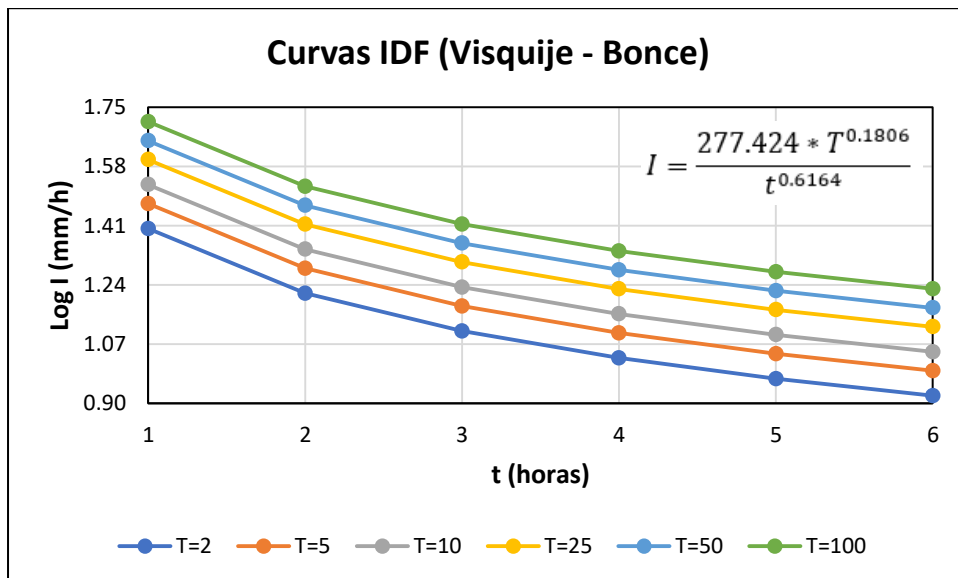


Figura 37. Curvas IDF de subcuenca Visquije – Bonce.

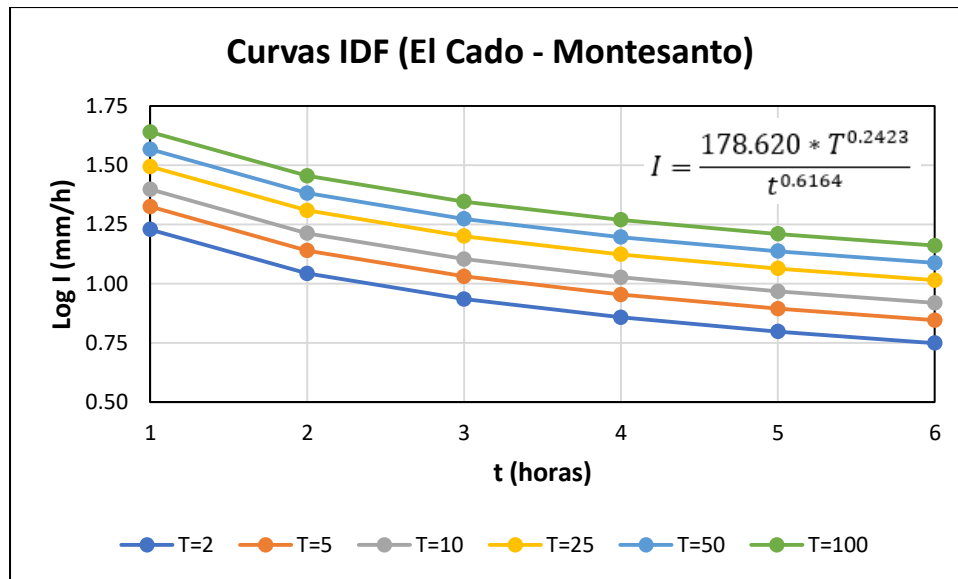


Figura 38. Curvas IDF de subcuenca El Cado – Montesanto.

8.3. Hietogramas de diseño para la frecuencia de 100 años de las demás subcuencas

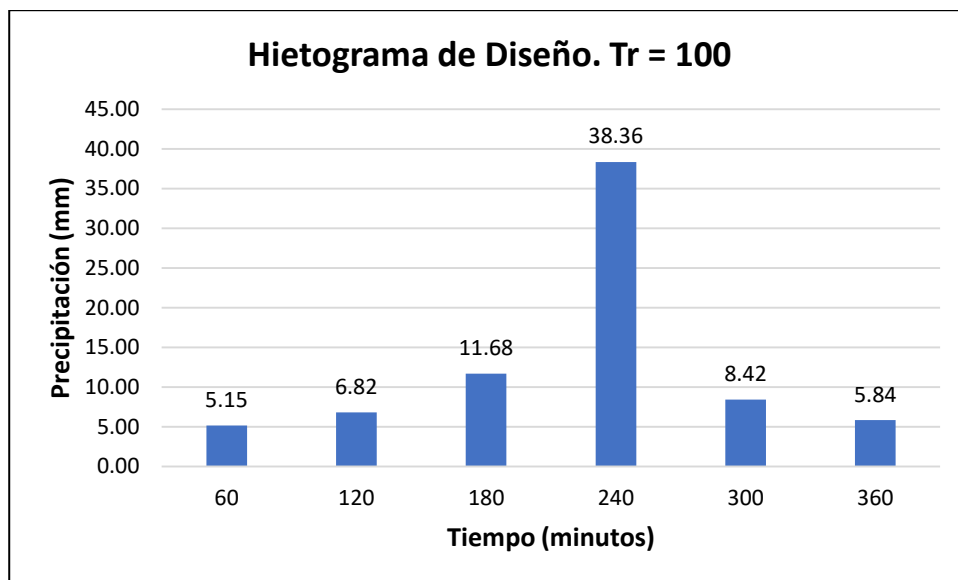


Figura 39. Hietograma de diseño Tr100 de la subcuenca Río Pata de Pájaro – Santa Ana.

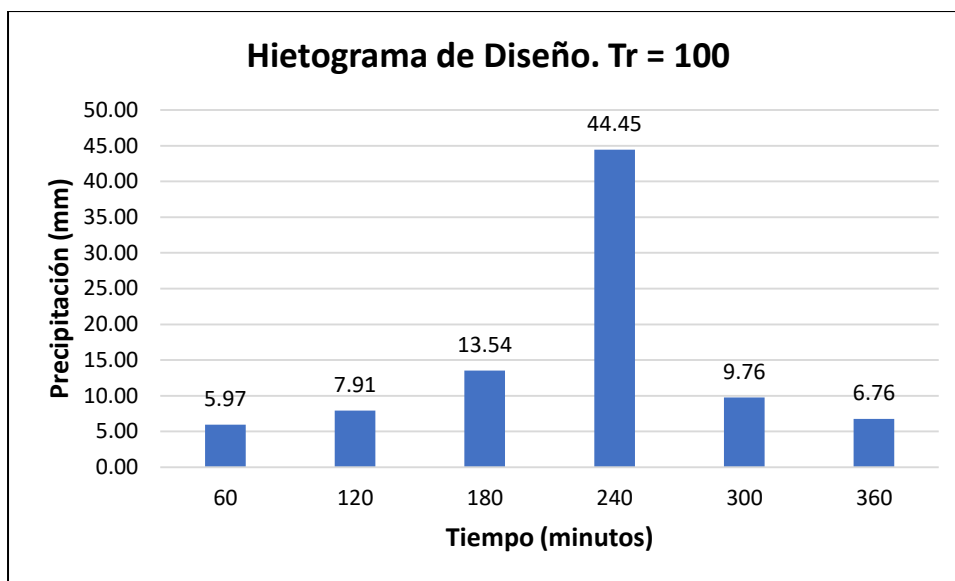


Figura 40. Hietograma de diseño Tr100 de la subcuenca Visquije – Bonce.

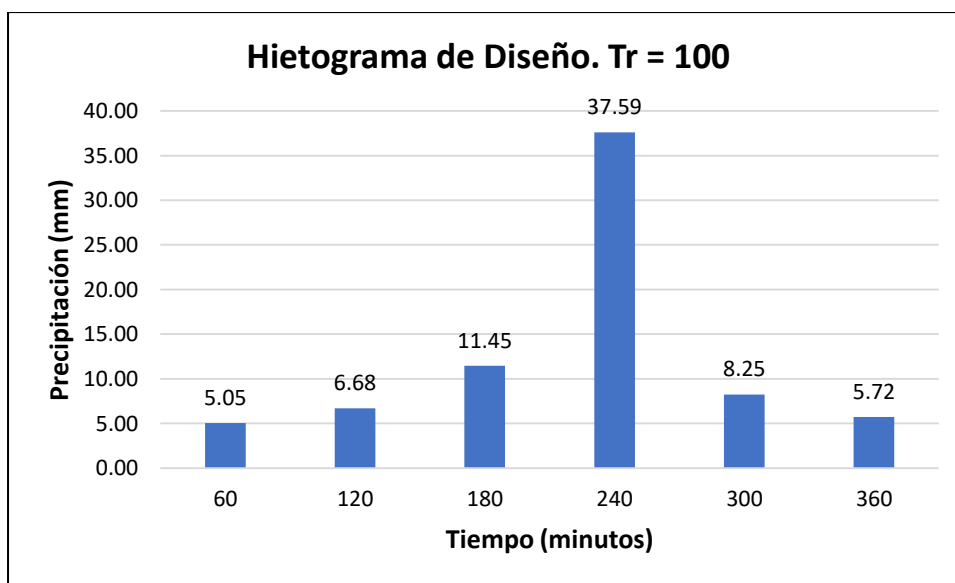


Figura 41. Hietograma de diseño Tr100 de la subcuenca El Cado – Montesanto.

8.4. Hidrogramas de los períodos de retorno de 2, 5, 10, 25 y 50 años

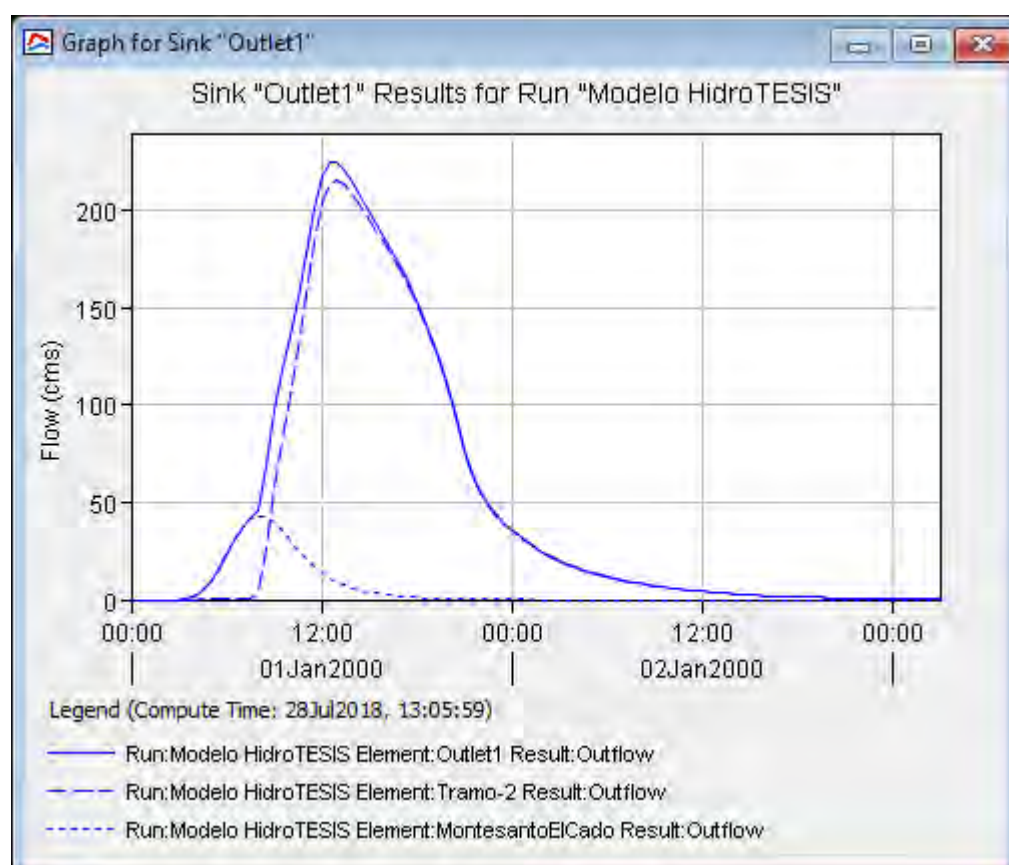


Figura 42. Hidrograma de crecida para Tr2.

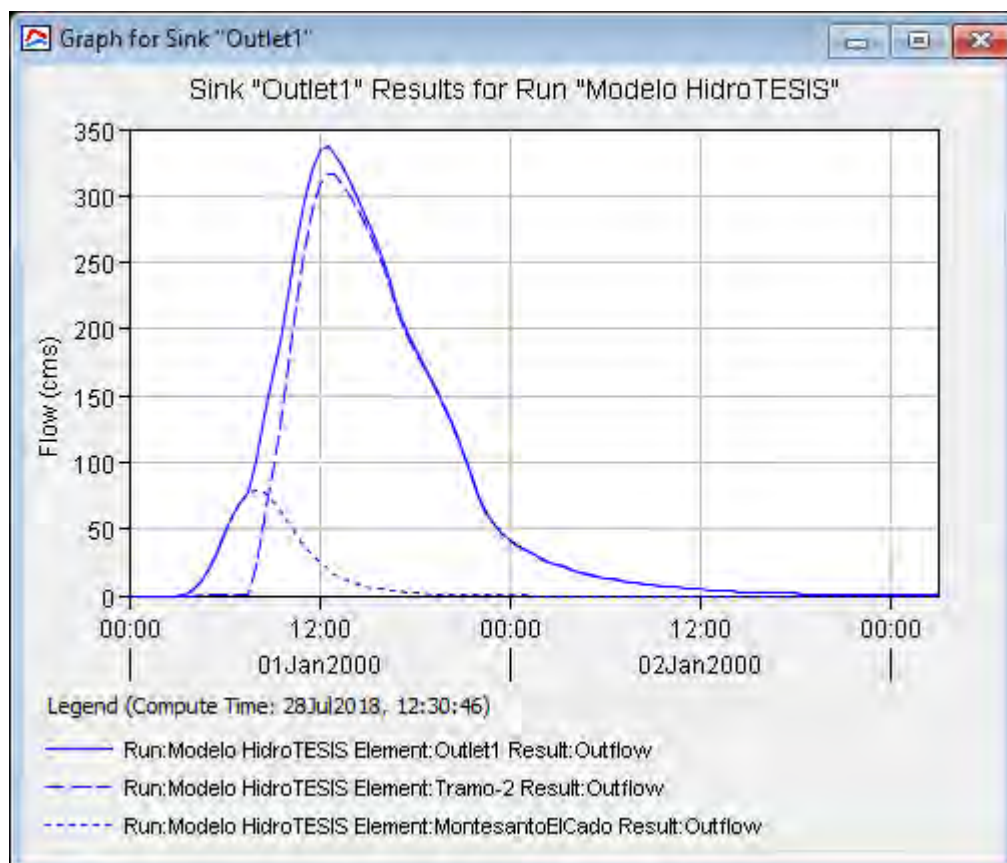


Figura 43. Hidrograma de crecida para Tr5.

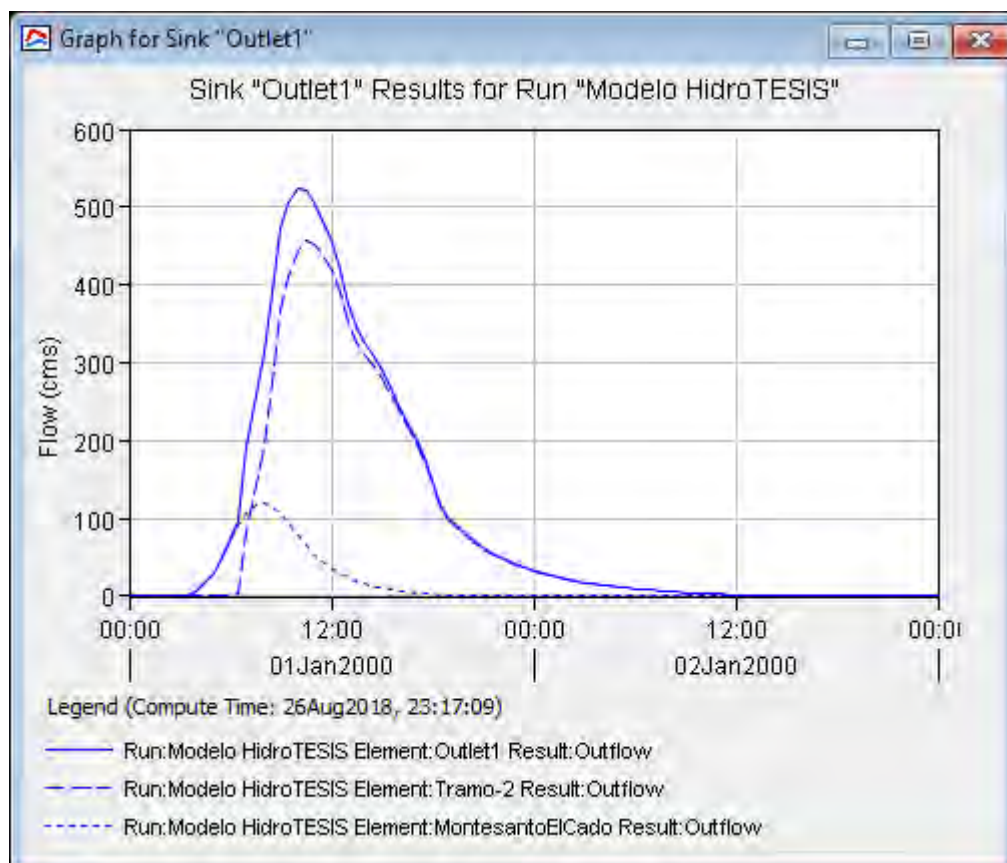


Figura 44. Hidrograma de crecida para Tr10.

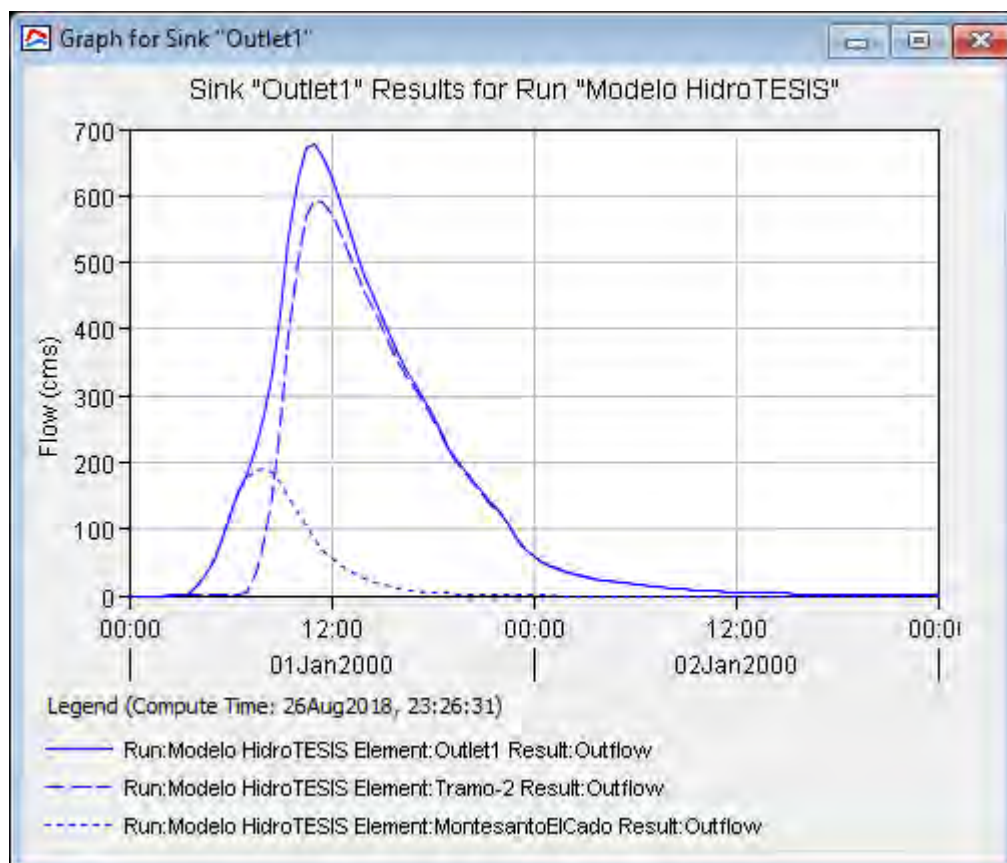


Figura 45. Hidrograma de crecida para Tr25.

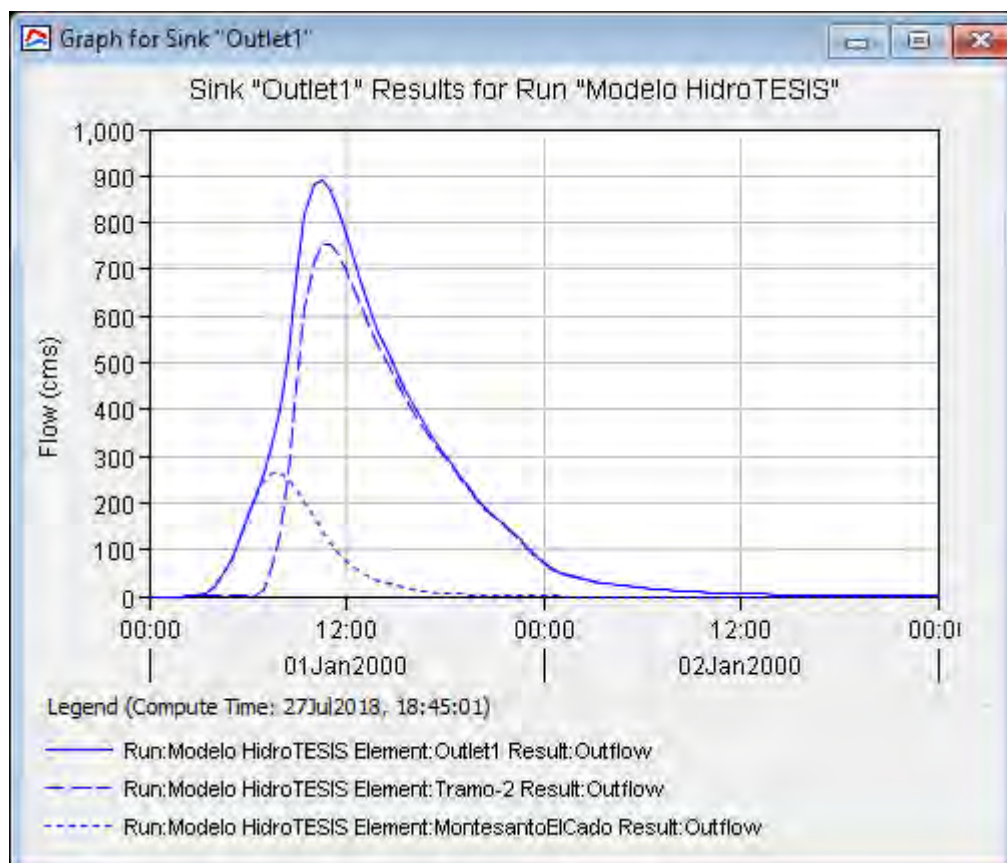


Figura 46. Hidrograma de crecida para Tr50.

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ
AND
UNIVERSIDAD REY JUAN CARLOS



**MÁSTER OFICIAL EN HIDROLOGÍA
Y GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS**

PROYECTO DE FIN DE MÁSTER

**Producción de fertilizantes de amonio a partir de orina
humana por el método de destilación por membrana.
Investigación sobre la optimización del proceso**

*Production of ammonia fertilizer from human urine via
membrane distillation. An investigation on process
performance optimization*

AUTORA:

María del Camino Vicente Ayuso

DIRECTORES:

Dr. Irene de Bustamante (University of Alcalá de Henares)

Prof. Hokyong Shon (University of Technology Sydney)

Quito, 18 de Julio 2018

TABLE OF CONTENTS

ABSTRACT.....	433
RESUMEN.....	433
1. INTRODUCTION	434
1.1. Background of research	434
1.2. 1.2 Objectives and goals	435
2. LITERATURE REVIEW	436
2.1. Membrane Distillation	436
2.1.1. MD principle.....	436
2.1.2. Mechanism underlying the process.....	437
2.1.3. Membrane characteristics	440
2.1.4. Type of configurations.....	441
2.1.5. Issues: fouling, scaling and wetting.....	443
2.1.6. Energy efficiency	444
2.1.7. Applications	444
2.2. Urine	445
2.2.1. Composition.....	445
2.2.2. Urine stability	445
2.2.3. Nitrogen recovery	446
2.3. Fertilizer production	446
3. EXPERIMENTAL INVESTIGATION.....	447
3.1. Material and methods	447
3.2. Experimental set up	447
3.3. Determine optimal conditions: Effect of feed temperatura.....	449
3.4. Maximum ammonia recovery over long-term.....	450
4. RESULT AND DISCUSSION.	450
5. CONCLUSION.....	455
6. REFERENCES	455

LIST OF TABLES

Table 1. Ionic composition, osmotic pressure, pH and electrical conductivity (EC) of fresh based on measured values from urine sampled from lab members.....	445
Table 2. Chemical Compositions of Synthetic Urine (Zhang et al., 2014)	447

LIST OF FIGURES

Figure 1. MD Principle (Koschikowski et al., 2009)	436
Figure 2. Diagram of heat and mass transfer (Alhathal et al., 2012)	437
Figure 3. MD Configurations (Duong et al., 2017)	442
Figure 4. Schematic MD diagram	448
Figure 5. Experimental MD setup	449
Figure 6. Effect of feed temperature on ammonia recovery	451
Figure 7. Relation between ammonia and water flux at different temperatures	452
Figure 8. Ammonia recovery/removal with a feed temperature of 36°C	453
Figure 9. Relation between ammonia flux and pH with a feed temperature of 36°C	454

LIST OF EQUATIONS

Equation 1. Antoine equation	438
Equation 2. Mass flux for diluted solutions ..	438
Equation 3. Mass flux for concentrated solution	438
Equation 4. Knudsen number equation	438
Equation 5. Heat transfer in feed side	439
Equation 6. Heat transfer in permeate side ..	439
Equation 7. Heat transfer through membrane	439
Equation 8. Temperature polarization	440
Equation 9. Concentration polarization	440
Equation 10. Urea hydrolyzation	445
Equation 11. Ammonia dissociation	446
Equation 12. Ammonium sulfate formation ..	446
Equation 13. Mass flux	449
Equation 14. Ammonia flux	449
Equation 15. Specific nitrogen flux	449
Equation 16. Ammonia recovery efficiency ..	449

ABBREVIATION AND SYMBOLS

A: Active area membrane
AGMD: Air gap membrane distillation
ATP: Adenosine triphosphate
 ΔH_v : Latent heat of evaporation
 ΔT_{th} : Threshold temperature
 ΔT : Variance of temperature
 Ca^{2+} : calcium ion
 C_m : Membrane coefficient
 C_f : Concentration of the feed
 C_m : Concentration at the membrane surface
 C_t : Concentration of the solution in t time
DCMD: Direct contact membrane distillation
 d_e : Diameter of the vapour molecules
 dP : Difference of pressure
 dp : Average pore diameter
 dT : Difference of temperature
EC:Electrical conductivity
FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations
 Φ : Concentration polarization
 H_2SO_4 : Sulfuric acid
 h_f : Heat transfer coefficient of the feed side
 h_m : Heat transfer coefficient of the membrane
J: Mass flux
 J_{NH_3} : Ammonia flux
 J_n : Nitrogen flux
K: Knudsen diffusion
 k_B : Boltzmann constant
Kn: Knudsen number
 K^+ : Potassium ion
 λ : Mean free path
LEP: Liquid entry pressure
MAP: Magnesium ammonium phosphate hexahydrate
MD: Membrane distillation

Mg^{2+} : Magnesium ion
 M_{NH_3} : Ammonia weight
N: Nitrogen
 NH_3 : Ammonia
 NH_4^+ : Ammonium ion
 NO_3^- : Nitrates
 NH_2CONH : Urea
NF: Nanofiltration
P: Average pressure of the membrane pores
PE: Polyethylene
 P_f : Vapour pressure at the feed side
 P_p : Vapour pressure at the permeate side
PP: Polypropylene
 PO_4^{3-} : Phosphates
PTFE: Polytetrafluoroethylene
PVDF: Polyvinylidene fluoride
 φ : Temperature polarization
 Q_f : Heat on the feed side
 Q_m : Heat on the membrane
 Q_p : Heat on the permeate side
RO: Reverse osmosis
SGMD: Sweeping gas membrane distillation
 SO_4^{2-} : Sulphates
T: Absolute temperature
t: Time
 T_f : Temperature of the feed solution
 T_{fm} : Temperature at the feed side of the membrane
TN: Total nitrogen
 T_p : Temperature of the water in the permeate side
 T_{mf} : Temperature at the permeate side of the membrane
VMD: Vacuum membrane distillation
 v_p : Overflow volume of the permeate liquid
 X_m : Mole fraction of dissolved elements inside the membrane

ABSTRACT

The purpose of this project was to review the membrane distillation process and its application in the extraction of the ammonia of the urine in order to obtain ammonium sulphate that can be used as a fertilizer.

In the first section of this project, a literature review of the membrane distillation process was completed. Explaining among other things, the characteristics and requirements of the membrane used as well as the thermal and mass transfer mechanisms. Then, the review covers the urine, its composition and the ammonia balance equation in order to understand the optimal conditions to extract it. The literature review finishes with the composition of the fertilizers and the situation of ammonia sulphate in the market.

The second part of this project consists of an experimental evaluation of membrane distillation for the recovery of ammonia from synthetic urine. In the laboratory, the impact of different temperatures of the urine solution was studied in relation to the sulphate of ammonium obtained, as well as its effect over the ammonium and vapour water flux. Then, the optimal temperature to maximize the performance of the process was selected. Having chosen the optimal conditions a long term experiment was conducted to determine the maximum amount of ammonium sulphate that can be obtained using this technology.

Finally, there is a conclusion of whether or not this process has demonstrated its

effectiveness on the extraction of ammonia from urine and its uses for fertilizer.

RESUMEN

El objetivo del presente estudio ha sido realizar un profundo estudio del método de destilación por membrana, y su aplicación en la extracción del amoniaco de la orina con el objetivo de obtener sulfato de amonio para su posterior uso como fertilizante.

Para ello se ha llevado a cabo primeramente una revisión bibliográfica del método de destilación por membrana. En esta parte del trabajo, se han explicado entre otras cosas, las características y requisitos que debe cumplir la membrana para el correcto funcionamiento del método así como los mecanismos a nivel físico y térmico que intervienen en él. Seguidamente se procede a realizar la revisión bibliográfica de la orina y la situación de amonio en ella para tener un conocimiento amplio de las mejores condiciones de trabajo que su óptima extracción. La revisión bibliográfica acaba con la composición de fertilizantes y la situación actual en el mercado.

La segunda parte del trabajo consiste en poner a prueba experimentalmente este método de destilación por membrana para la extracción del amoniaco de una orina sintética en el laboratorio. Se ha estudiado cómo afectan los cambios de temperatura de la orina sobre el porcentaje de sulfato de amonio obtenido y sobre el flujo de amoniaco y vapor de agua a través de la membrana.

Seleccionando al final del proceso la temperatura óptima para obtener el máximo rendimiento posible.

Una vez seleccionadas las condiciones óptimas para el proceso de separación se procede a realizar un experimento de larga duración para determinar cuál es la máxima cantidad de sulfato de amonio que se puede extraer usando esta tecnología.

Finalmente se concluye con la decisión de si el proceso es o no válido para la extracción del amoníaco de la orina y su uso en la producción de fertilizantes.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Background of research

The use of agricultural fertilizer is one of the most important land management practices that has mitigated the nitrogen limitation in farmlands and has considerably increased the soil fertility over the past century (Vitousek et al., 1997).

Nitrogen is an essential nutrient for all plants, animals and any life form. Indeed, it has a crucial role in the formation of molecules such as amino acids, proteins building blocks, DNA and ATP (adenosine triphosphate). Most of the unreactive nitrogen gas is naturally fixed as reactive ammonia from the atmosphere in a process called nitrogen fixation.

In this process, atmospheric nitrogen (N_2) is converted to ammonia by soil bacteria, then in ammonification/nitrification reactions, it is transformed into nitrates. Plants can absorb both nitrates and ammonium, the ability of a plant to capture nitrogen from the soil depends on soil type, environment and species (Masclaux-Daubresse et al., 2010). Even though these processes are occurring constantly, nitrogen is limited in the soil, therefore, they limit the growth of the plants.

The limitations in the nitrogen availability, in particular, has been constraining the soil fertility and thereby the amount of food that could have been produced.

This all changed in the first half of the 20th century, when Fritz Haber and Carl Bosch developed the revolutionary Haber–Bosch process, facilitating the production of ammonia and leading the path to modern agriculture.

The limitation of agriculture production was then removed, and the cropland productivity has increased dramatically in most regions of the world resulting in an increase of the population (Pingali., 2012). Erisman et al., 2008 suggested that nitrogen fertilizer had supported approximately 27% of the world's population over the past century, which is the equivalent of around 4 billion people born or 42% of the estimated total births since 1908.

The downside of this increase in reactive nitrogen production was the leaching of ammoniacal nitrogen to water bodies. This

led to several environmental disturbances such a decline in water quality (e.g., eutrophication, oxygen depletion) and aquatic life damage due to ammonia-induced toxicity (Masclaux-Daubresse et al., 2010).

These negative consequences have not affected the increasing fertilizer usage since Haber and Bosch presented their patent and the future perspectives do not seem to differ. The Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) estimated that the world consumption of the three main fertilizer nutrients, nitrogen, phosphorus, and potassium would reach 186.67 million tonnes in 2016. Furthermore, the annual fertiliser production growth rate is estimated to be between 1.5 to 2.4 percent until 2020. With these projections in mind, securing a sustainable and affordable source of nutrients is crucial.

In regards to these needs, urine is emerging as that alternative source of nutrients. With a composition that contains the average nutrients needed for plant growth (Maurer et al., 2006), it would also bring the possibility to reuse wasted nutrients, improving the technologies to recover these nutrients seems the only obstacle that needs to be overcome.

1.2 Aims, goals and significance.

One person excretes about 550 L urine per year, which is equivalent to 4 kg of nitrogen per year (Pradhan et al., 2016). Nitrogen is one of the most expensive nutrients to supply and commercial fertilizers represent the

major cost in plant production (Masclaux-Daubresse et al., 2010). For this reason this study aims to present membrane distillation to recover the nitrogen from urine and become an alternative to the current technologies used in the market in fertilization production. Besides, the specific chemical composition of human urine makes it a suitable to replace 20 to 25% of commercial fertilizers, instead of releasing urine into domestic wastewater (Tun et al., 2015).

The goals of this project are as follows:

- Prove the effectiveness of membrane distillation to recover nitrogen from human urine.
- Determine the best parameter used to helping in the optimization of ammonia recovery.
- Optimize the operating conditions to achieve maximal ammonia recovery.
- Research into practical applications of the resulting product from membrane distillation.

If successful, the significance of this study is financially and environmentally beneficial. Not only will it have an economic impact on nitrogen sourcing but also improving the sustainable recovery of nutrients from human waste.

2. LITERATURE REVIEW

2.1 Membrane Distillation

2.1.1 Principles of membrane distillation

MD is a thermally driven separation (microfiltration) process, where only vapor molecules are able to pass through a porous membrane (Wang et al., 2015, Alkhudhiri et al., 2012).

In this process a feed solution is warmed up creating a difference of temperature and consequently a difference in pressure between both sides of the membrane. It is this gradient difference what forces the vapor molecules to pass through the membrane cell to the lowest vapor concentration where it cools down and condensates (Lawson et al., 1997) as seen in Figure 1.

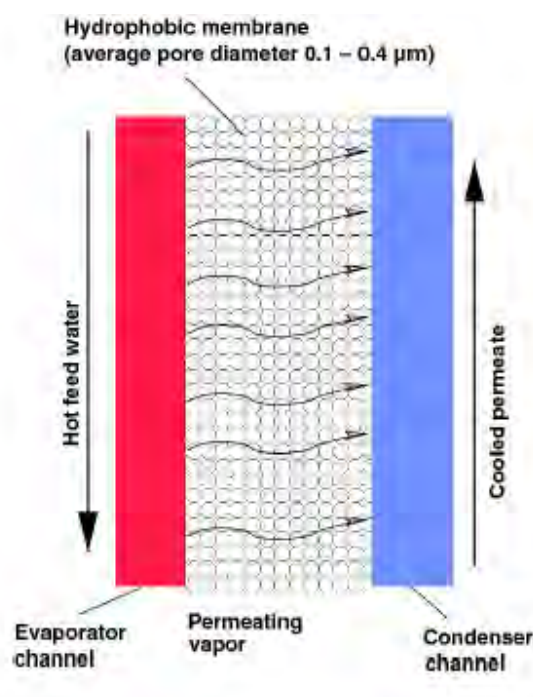


Figure 1. MD Principle (Koschikowski et al., 2009)

The feed solution does not necessarily have to reach the boiling temperature to drive this process, in fact a range between 35-85°C is typically the feed temperature used. This is one of the main advantages of the MD process, as minimal external energy is

required (Shirazi et al., 2015).

Selecting the optimal membrane is one of the critical points of the process. It needs to be hydrophobic so just the vapor and not the liquid solution can go through, this means

that during the whole separation process the membrane should not get wet (El-Bourawi et al., 2006).

2.1.2 Mechanism underlying the process

There are two simultaneous transport processes in MD: mass and heat transfer, as shown in Figure 2:

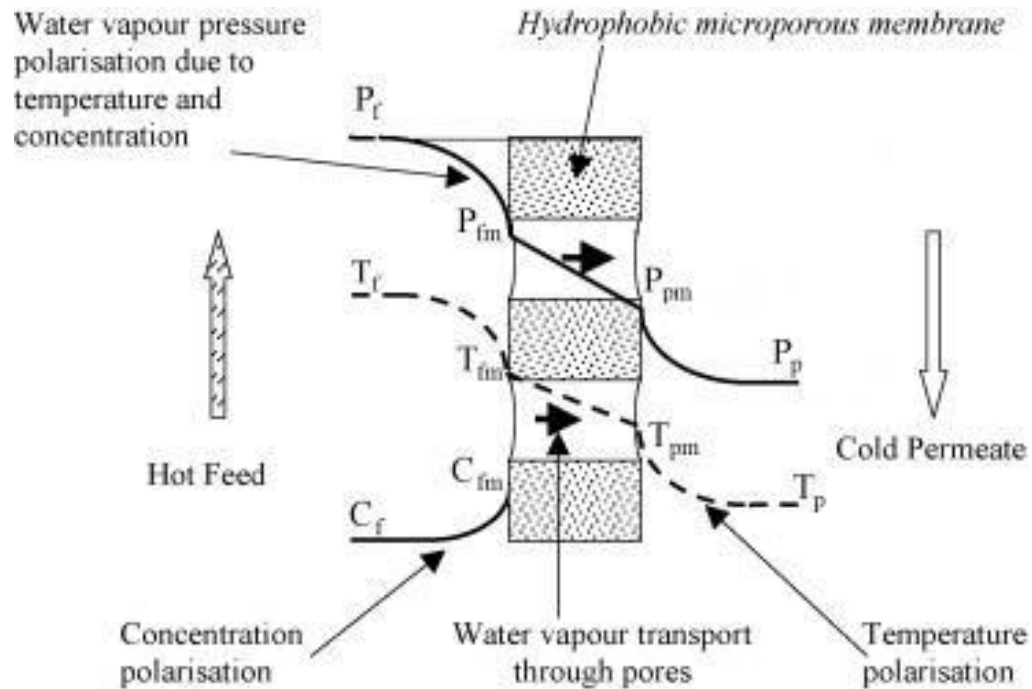


Figure 2. Diagram of heat and mass transfer (Alhathal et al., 2012).

- **Mass transfer**

In order to understand the mass transfer during MD operation, the system will be separated in three sequences of events: (I)

feed side of the membrane, (II) the membrane itself and the permeate side of the membrane studying what happens in each one and finally (III) a condensation on the permeate side of the membrane:

I. Water from the feed solution evaporates at the hydrophobic side of the membrane overcoming a concentration resistance.

In this part, two scenarios can occur:

1. The feed solution is either pure water or a very diluted solution and the difference of temperature across the membrane surface is equal or less than 10 °C. In this case it can be assumed that the vapor pressure is only dependent on temperature as

there is no concentration gradient. The mass flux (J) can be calculated with Antoine equation:

$$J = C_m (P_f - P_p) \quad (1)$$

Where C_m is the membrane coefficient, P_f and P_p are the vapour pressure at the feed and permeate sides respectively.

With the terms assumed before, the equation can be rewritten as:

$$J = C_m [dP/dT] (T_{fm} - T_{pm}) \quad (2)$$

(Alkudhiri et al., 2012).

2. For more concentrated solutions, there will be both concentration and temperature gradients at the same time. In this scenario, Schofield et al., 1987, developed and tested the mass transfer equation:

$$J = C_m [dP/dT] [(T_{tr} - T_{pm}) - \Delta T_{th}] (1 - X_m) \quad (3)$$

Where ΔT_{th} represents the threshold temperature and X_m is the mole fraction of dissolved elements inside the membrane (Schofield et al., 1987).

II. Water vapor moving through the membrane pores:

There are four models that explain the mass transport through the membrane:

-Knudsen diffusion (K)

This model is the predominant when the

pores have a narrow diameter. In this case, the molecule-molecule collisions will not be considered. Instead, only the collisions between the molecules and the walls of the membrane pores will be considered (Ding et al., 2003). Knudsen number (Kn) could be used to guideline which mechanism is occurring inside the membrane pore. Kn is the ratio of the mean free path (λ), this is the ordinary distance travelled by the molecules before they make collisions.

$$\lambda = (k_B T) / (\sqrt{2} \pi P d_e^2) \quad (4)$$

Where k_B is Boltzmann constant, T is absolute temperature, P is average pressure of the membrane pores and d_e is the diameter of the vapor molecules (Alkudhiri et al., 2012).

If $Kn > 1$ or $dP < \lambda$ then the ratio of the mean free path of the vapour molecules is larger than the pore size, this means that the molecule-pore wall collisions will be dominant over the molecule-molecule collisions. Therefore, Knudsen diffusion will be the predominant model (Visakh et al., 2016).

-Molecular diffusion

In this model the molecules move influenced by the concentration gradient, in this case $Kn < 0.01$ or $dP > 100\lambda$ (Alkudhiri et al., 2012).

-Transition region

In this case $0.01 < kn < 1$ or $\lambda < dp < 100 \lambda$, which means that both Knudsen and

molecular diffusion mechanisms will be present and the vapor molecules collide with each other and with the pore walls (Visakh et al., 2016).

-Poiseuille flow

This model describes the flow of viscous gas when the pore size is not narrow and the move will be driven by the pressure gradient (Alkudhiri et al., 2012).

III. Condensation on the permeate side of the membrane

At this stage, just the molecules that have successfully pass the membrane will condensate in the cold side due to the loss of heat.

• Heat transfer

As MD is a temperature dependent process, understanding the heat transfer mechanism is crucial. The heat transfer occurs through: (I) convection in the feed and permeate boundary layer, (II) latent heat of evaporation and (III) conduction heat transfer throughout the membrane module and gas-filled pores (Curcio et al., 2005, Yun et al., 2006).

I. Heat transfer by convection in the feed boundary layer and permeate layer

This would result in a lower temperature at the membrane surface facing the feed solution, compared to the bulk feed temperature and therefore lowering driving force for mass transfer. This is called temperature polarization (El-Bourawi et al.,

2006) and it will be discussed in the polarization effect part. It can be calculated with the following equation:

$$Q_f = h_f (T_f - T_{fm}) \quad (5)$$

Where h_f is the heat transfer coefficient of the feed side and T_f is the temperature of the feed (Alkudhiri et al., 2012).

The same occurs in the permeate side, with the following equation:

$$Q_p = h_p (T_{pm} - T_p) \quad (6)$$

Where h_p is the heat transfer coefficient of the permeate side, T_p is the temperature of the water in the permeate side (Alkudhiri et al., 2012).

II. Latent heat of evaporation (ΔH_v).

This is the amount of heat that contributes to the evaporation of the feed solution (El-Bourawi et al., 2006).

III. Conduction heat transfer throughout the membrane module and gas-filled pores.

This heat loss can be reduced by increasing the porosity (El-Bourawi et al., 2006).

$$Q_m = h_m (T_{fm} - T_{pm}) \quad (7)$$

Where h_m is the heat transfer coefficient of the membrane (Alkudhiri et al., 2012).

- **Polarization effect**

One of the main obstacles that MD has to overcome is the reduction of effectiveness due to the polarization effect (Lawson et al., 1997). This involves a loss of driving force as a result of a thermal and concentration gradients in the membrane boundary layers (Schofield et al., 1987).

a. Temperature polarization (Φ)

This is considered to be the most significant effect as the MD is a thermally driven process (Martínez-Díez et al., 1996, Schofield et al., 1990). It is the difference in temperature between the liquid-vapor interface and the aqueous solution. This difference exists because of the phase change that uses some of the feed temperature.

Consequently, a lower temperature is formed at the boundary layer of the feed side membrane (Martínez-Díez et al., 1999). It is calculated as:

$$\Phi = (T_{f,m} - T_{p,m}) / (T_f - T_p) \quad (8)$$

The temperature polarization varies between 0-1. When the thermal boundary layer resistance is reduced the temperature difference is also reduced, and the temperature polarization gets closer to 1 (Alkhudhiri et al., 2012).

b. Concentration polarization (Φ)

This is the increase of non-volatile solute

concentration at the membrane surface (C_m) in comparison to the feed solution (C_f) (El-Bourawi, 2006).

$$\Phi = C_m / C_f \quad (9)$$

Some improvements can be done in order to reduce the polarization effect such as modifying the operating settings (Martínez-Díez et al., 1999) and MD configuration (El-Bourawi, 2006).

2.1.3 Membrane characteristics

The membranes used in the MD process are made from polytetrafluoroethylene (PTFE), polypropylene (PP), polyvinylidene fluoride (PVDF) or polyethylene (PE) (Alkhudhiri et al., 2012). Choosing the most suitable material is crucial. However, independently of the chosen one there are some requirements that all of them should satisfy:

-Hydrophobicity: It is an essential requirement because it will prevent the bulk liquid to cross the membrane (Tomaszewska, 2000).

-High liquid entry pressure (LEP): LEP is defined as the minimum hydrostatic pressure needed to be applied on the membrane to allow liquid to penetrate into the pores of the membrane (García-Payo et al., 2000). During the separation process, the pressure applied should not exceed this limit. LEP is a property of the membrane, so this means that each membrane has a different value (El-Bourawi, 2006). In addition,

several conditions may vary the LEP of the membrane such as solution temperature, salt concentration, alcohol concentration and others (García-Payo et al., 2000, Li, 2008).

-Membrane thickness: There is an inverse relationship between the thickness and the flux. The membrane should be as thin as possible because of the increase in mass transfer resistance with thicker membranes (Eykens et al., 2016). Laganà et al., 2000 studied the optimal membrane thickness and established it to be between 30-60 μm .

-Membrane porosity and tortuosity: Higher porosity membranes have larger evaporation surface area, which increase the permeate flux. Moreover, a more porous membrane has a lower conductive heat loss as the presence of air will increase the membrane insulation coefficient (Alkudhiri et al., 2012). The tortuosity is the deviation of the pore structure from the cylindrical shape, so the higher the tortuosity value, the lower the permeate flux (Alkudhiri et al., 2012).

-Pore size and pore size distribution: The mean pore size is used to determine the vapour flux. Large pore size will favour the vapour flux, however a small pore size will avoid fluid penetration. For this reason, an optimum pore size needs to be determined for each operating condition (Alkudhiri et al., 2012). Regarding the pore distribution,

almost all membranes have a non-uniform pore distribution due to thermal expansion and contraction during the process (Pinappu, 2010), so multiple mass transfer mechanisms will happen at the same time depending on the pore size. Khayet et al., 2004 studied the difference in using the mean pore size or the pore size distribution when calculating the permeability, finding it to be very similar when the geometrical standard distribution value was low.

-Low thermal conductivity: This is the key to reduce the heat loss within the membrane by conduction (Khayet et al., 2006).

-High chemical resistance: It is important as a wide range of feed solutions including both acidic and alkaline solutions can be used (Shirazi et al., 2015).

2.1.4 Type of configurations

MD has four different main configurations as shown in Figure 3. In all of them, the feed hot solution is in direct contact with the hydrophobic side membrane, and it is just the cold side that differs.

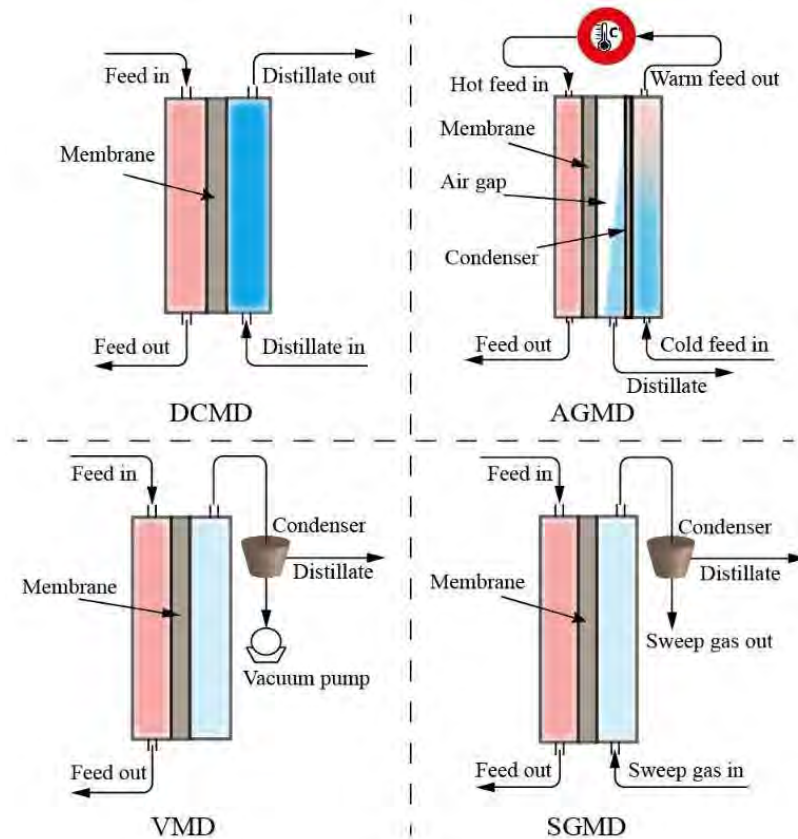


Figure 3. MD Configurations (Duong et al., 2017)

-Direct Contact Membrane Distillation (DCMD)

This is the simplest and most widely used configuration (Alkhudhiri et al., 2012). In this configuration, the hot feed solution is in direct contact with the hydrophobic membrane surface, and the difference of pressure on both sides of the membrane moves the vapour to the permeate side, where it condenses inside the membrane. The main advantage of this configuration is the simple structure, but it presents an important disadvantage which is the high heat loss by conduction (Naidu et al., 2015).

-Air Gap Membrane Distillation

(AGMD)

In this configuration, stagnant air is introduced between the membrane and the condensation surface. When the vapor gets in contact with the air gap, it condenses over the cold surface of the membrane cell (Alkhudhiri et al., 2012). It presents the important advantage that the latent heat can be recovered. The main problem of this configuration however, is the lower flux due to the resistance of mass transfer (Naidu et al., 2015).

-Sweep Gas Membrane Distillation (SGMD)

This third MD configuration uses cold inert gas (usually dried air) to sweep the vapor at outside the membrane module (Shirazi et al., 2015). This system has a few important advantages which are the low heat loss and the reduced mass transfer resistance in comparison with the SGMD. The use of gas however, also presents an important disadvantage which is the small volume of permeates that diffuses in a large sweep gas volume requiring a large condenser (Naidu et al., 2015).

-Vacuum Membrane Distillation (VMD)

A pump is used to create a vacuum in the permeate membrane side and the condensation takes place outside the membrane cell (Alkhudhiri et al., 2012). The highest advantage of this configuration is the heat lost by conduction which is almost null and it has the highest fluxes among all MD configurations, situating this configuration as the most promising one. The main disadvantage is the higher risk of membrane wetting (Naidu et al., 2015).

2.1.5. Issues: fouling, scaling and wetting

As another membrane dependent processes, one of the most significant challenges that MD has to cope with is the problem with fouling, scaling and wetting (Hsu et al., 2002, He et al., 2011).

Fouling is the accumulation of unwanted foulants either particles or dissolved

the permeate membrane side to condense components, on the surface of the membrane or inside the pores. Fouling reduces the membrane permeability coefficient, lowering the mass flux and therefore reducing the efficiency of the process (Gryta, 2007).

In another front, in comparison with other membrane separation such as reverse osmosis (RO) and nano filtration (NF), MD presents a lower fouling tendency. This is because MD uses a lower hydraulic pressure and the membranes used generally have a larger pore size (Lawson et al., 1997). However, MD is used generally for brine desalination or hyper saline wastewater, where RO and NF could not be applied as these aqueous solutions present a higher concentration of foulants (Tong et al., 2016).

The scaling problem is usually caused by the precipitation of calcium sulphate CaSO_4 (Nghiem et al., 2011) and calcium carbonate CaCO_3 (Karakulski et al., 2005). These salts present an inverse relationship between the solubility and the temperature intensifying the scaling in MD (He et al., 2009).

For minimizing this problem, antiscalants have been proved as an effective method. These are chemical additives that interfere with the precipitation reaction lowering the adherence of the scales to the membrane surface (Tijing et al., 2015).

Wetting is another of the challenges present to MD. Despite the hydrophobic character of

the membrane, on long term operations, water can penetrate the membrane lowering the efficiency of the process (Gryta, 2007).

To deal with this issue, increasing the roughness during the fabrication process has been the main focus of recent studies, resulting in the creation of super hydrophobic membranes (Deshmukh et al., 2018). These are made by roughening the membrane and also coating it with a low surface energy material which gives them an extra advantage over the old design (Rezaei et al., 2016).

Aside from the different membrane designs that have been developed, the pretreatment of the feed is still considered an effective method to minimize the fouling and scaling (Huang et al., 2009), as well as the membrane cleaning methods. As the pressure required for MD is low compared with other separation processes, the pretreatment required is not very intense, however it cannot be dismissed (Tijing et al., 2015). Some of the following methods have been proved to be effective as pretreatments: filtration, coagulation, pH control (Warsinger et al., 2015).

Additionally, cleaning the membrane would also help to restore the mass flux (Tijing et al., 2015). Inside this group, a common approach is the used of reversed flux and chemical agents such as carbonates, phosphates, EDTA...(Zhao et al., 2000).

2.1.6 Energy efficiency

Economic considerations must be studied to reveal the viability of MD as a sustainable process. Some studies have outlined MD as a less efficient desalination process in comparison with RO (Mrayed et al., 2013, Al-Obaidani et al., 2008). However, MD can benefit where RO is inapplicable such as brine solutions with salinity over 70 g/kg (Swaminathan et al., 2018) and high ammoniacal wastes. MD has also the advantage that it can use low-grade heat sources that are mostly unused such as geothermal reservoirs and waste heat from power industries reducing the consumption of energy (Deshmukh et al., 2018). In addition to this, solar energy has been proved to be viable for MD (Hogan et al., 1991) however the practical implementation would increase the cost and very large solar collector area will be required (Qtaishat et al., 2013).

2.1.7 Applications

Membrane distillation has proved its effectiveness for several applications. Even though, it has not been yet addressed, it can be used in: seawater desalination plants, ultrapure water production, concentration and purification of wastewaters in dairy and textile industries, recovery of volatile compounds from aqueous solutions and many more (Criscuoli, 2017, Tomaszewska, 2000).

Furthermore, MD has also proven its effectiveness in stripping processes for high

ammoniacal solutions. In this regard, urine with its high ammonia concentration and optimal pH for shifting ammonium-ammonia has emerged as a promising applicant for this technology. Indeed, Qu et al., 2013 were able to remove up to 99, 5% of ammonia from wastewater within 105 min using modified direct contact membrane distillation. Developing the technologies and finding the optimal operating conditions is the turning point of this technique to become a revolutionary method to recover and reuse ammonia.

2.2 Urine

2.2.1 Composition

A variety of urine compositions can be found in literature review (Kirchmann et al., 1995, Udert et al., 2006). Table 1 shows the composition of real urine sample from lab members at the University of Technology Sydney. Chemical alterations can occur in different scenarios for example when urine is mixed with flushing water which dilutes and also adds other minerals such as calcium and magnesium (Maurer et al., 2006).

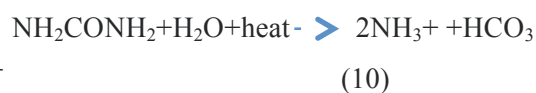
It needs to be considered that many pharmaceutical components and pathogenic organisms could be present in the urine as it is their excretion pathway (Vanchiere et al., 2005). For this reason hygienic risks must be taken into consideration when handling urine.

Table 1. Ionic composition, osmotic pressure, pH and electrical conductivity (EC) of fresh based on measured values from urine sampled from lab members.

	Urea	NH ₃	NO ₃ ⁻ -N	TN	PO ₄ ³⁻ -P	SO ₄ ²⁻	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	EC	pH
				[mg/L]						[mS/cm]	
Undiluted	6589.4	132.8		4216.5	281.3	723	1177	70	90	15.6	6.3
Urine	±	±	n.d.	±	±	±	±	±	±	±	±
	2364.0	54.9		383.5	13.8	170	200	12	13	3.5	0.5

2.2.2 Urine stability

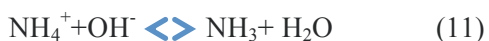
The storage in non-sterile conditions will also alter the urine composition as shown in equation 10 (Sommer et al., 2004).



Urea will be hydrolyzed into ammonia and carbonate, increasing the pH from around 6 to 9-9.5, which will result in more ammonia to be volatile and calcium and magnesium to precipitate as carbonates and phosphates (Maurer et al., 2006).

2.2.3 Nitrogen recovery

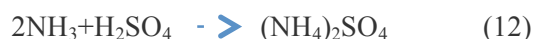
Nitrogen in hydrolyzed urine is presented in the forms of ammonia (NH_3) and ammonium ion (NH_4^+) keeping a dissociate equilibration as illustrated in equation 11 (Qu et al., 2013).



In order to recover nitrogen, this dissociate equilibration should be moved towards the ammonia, as it is the only form that can be stripped. Increasing the pH of the solution and also the temperature will result in higher total vapor pressure and in more volatile ammonia available increasing the efficiency of this process (Xie et al., 2009).

Despite this, the alteration of the pH of the urine is a major problem as the hydrolyzation of the urea liberates high amounts of carbonate as shown in equation 10. This carbonates are well known for its buffer capacity preventing the pH to be modified. (Andersson et al., 2003).

To obtain the fertilizer ammonium sulphate ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$), ammonia has to react with sulfuric acid (H_2SO_4) as described in equation 12 (Sommer et al., 2004).



2.3 Fertilizer production

In the market, there is a full range of fertilizers with different compositions depending on the specific plant needs. The most commonly used are: sodium nitrate,

ammonium sulphate, ammonium nitrate, ammonium chloride, urea, rock phosphate and potassium chloride. This study is going to be focusing on the production of ammonium sulfate.

This fertilizer is a complex salt obtained usually from 3 different processes (www.rsc.org (*)):

- Synthetically from the reaction between anhydrous ammonia and sulfuric acid.

- As a by-product from the production of caprolactam

- As a by-product of coke ovens, by reacting ammonia from coke oven gas with sulfuric acid.

Ammonium sulfate is used almost exclusively as a fertilizer. Minor amounts are used in non-fertilizer applications, such as cattle feed supplement and for some pharmaceutical applications (www.ihsmarket.com(*)).

On their the chemical economics handbook IHS Markit has estimated that in 2015, 4.7% of the world nitrogen fertilizer market was ammonium sulphate. This numbers will increase as they have estimated a growth of 2.4% annually during 2015 to 2020 (www.ihsmarket.com(*)).

There are no serious environmental concerns involved with the use of ammonium sulfate as a fertilizer (apart from the general hazards of the nitrogen loadings mentioned before).

In fact, ammonium sulfate is used primarily where there is a need for supplemental nitrogen and sulfur to meet the nutritional requirement of growing plants. In spite of the fact that only contains 21% nitrogen (which is lower than other market fertilizers), it provides an excellent source of sulfur. This element has become increasingly recognized as an essential nutrient for plant growth since it supports the synthesis of amino acids, proteins, enzymes, vitamins and chlorophyll

([www.ipni.net\(*\)](http://www.ipni.net(*))).

3.EXPERIMENTAL INVESTIGATION

3.1 Materials and methods

The feed solution used was synthetic urine with a composition shown in table 2:

Table 2. Chemical Compositions of Synthetic Urine (Zhang et al., 2014)

COMPONENT	COMPOSITION (g/L)
(NH ₄) ₂ CO ₃ (Ammonium carbonate)	40.07
NaCl (Sodium chloride)	4.6
KCl (Potassium chloride)	1.6
KH ₂ PO ₄ (Potassium dihydrogen orthophosphate)	2.79
NH ₄ Cl(Ammonium chloride)	1.00
Na ₂ SO ₄ (Sodium sulphate)	2.30
C ₄ H ₇ N ₃ O(Creatinine)	1.10
Na ₃ C ₆ H ₅ O ₇ 2H ₂ O(Sodium citrate dihydrate)	0.65

The feed solution had an initial pH of 9,3 and it was adjusted to 11 before each experiment using a solution of sodium hydroxide 5M.

The membrane utilized was the commercial microporous hydrophobic polyvinylidene fluoride (PVDF) membrane (Durapore®-GVHP, pore size 0.22 µm, thickness 125 µm and porosity 75%) and an active membrane surface of 0,002002 m².

On the permeate side, a sulfuric acid (H₂SO₄)

2M solution was used to react with the vapor molecules of ammonia in order to obtain ammonium sulphate.

3.2 Experimental setup

The experiments were conducted in a membrane distillation set up with the configuration of direct contact (DCMD) a schematic diagram can be observed in Figure 4.

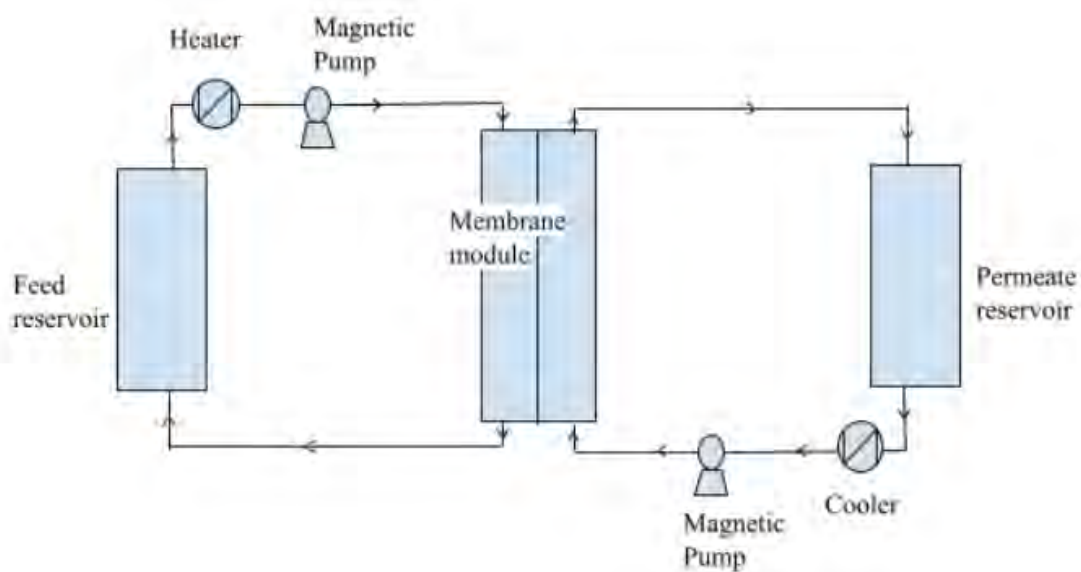


Figure 4. Schematic MD diagram

The solution was heated up continuously until it reached the desired temperature, then it was pumped to the feed side of the membrane cell and finally a hose would direct the remaining cold feed liquid back to the tank to close the circle.

The permeate solution consists of a 0.1 M H_2SO_4 solution. This solution was cooled

down maintaining a stable temperature of 16°C . A series of tubes pumped the sulfuric acid solution through the permeate side of the membrane and redirected them back to the permeate tank.

A real image of the experimental setup can be checked in Figure 5.



Figure 5. Experimental MD setup

The ammonia concentration in the permeate side was measured photometrically (Spectroquant NOVA 60; Merck, Germany). The samples when reacting with the reagents of the test kit produce a green range of colors that are read by a photometer. The intensity of the color is proportional to the concentration of ammonia in the solution.

The mass flux (J) is the flow of molecules through a membrane surface over a specific time. It was determined as the overflow in weight of the permeate solution (v_p) every minute subject to the area of the membrane:

$$J = v_p (t/A) \quad (12)$$

The ammonia flux (J_{NH_3}) was calculated similar to the mass flux but replacing the overflow weight with the weight of ammonia

$$J_{NH_3} = m_{NH_3} (t/A) \quad (13)$$

The specific nitrogen flux (J_N) was calculated as the relation between the ammonia flux and the mass flux

$$J_N = J / J_{NH_3} \quad (14)$$

Finally the ammonia recovery efficiency was defined as the ammonia mass in each sample in function of the initial ammonia mass of the feed solution.

$$NH_3 \text{ Recovery (\%)} = (C_f - C_t) / C_f * 100 \quad (15)$$

3.3 Determine optimal conditions: Effect of feed temperature

The feed temperature is a crucial operating factor that needs to be studied to maximize

the ammonia recovery in MD.

The ammonia dissociation equation (see equation (11)) is an endothermic process. This means that without any hydroxide limitation, if heat is provided, the equilibrium of the equation would move towards the volatile ammonia. More volatile ammonia would be able to pass through the membrane increasing the mass transfer coefficient and maximizing the ammonia recovery with a more effective process. However this does not necessarily mean that the process is also more efficient, as an increase of temperature would also affect the water flux.

The desire situation is to maximize the ammonia flux and minimize the water flux as more ammonium sulphate would be recovered.

For this four set of experiments, the feed solution was heated up until it reaches 36, 46, 56 and 66°C respectively while the sulfuric acid was maintained at 16°C. Creating a difference of temperature between the solutions of 20, 30, 40 and 50°C.

During the experiment, samples from the permeate side after it has been directed to the membrane were taken with an interval of 30 minutes for ammonia analysis. The weight of

the permeate tank was measured every minute, to calculate the transmembrane water flux, through a balance which was connected to a computer for data recording. The temperature of both feed and permeate side was also recorded.

3.4 Maximum ammonia recovery over long-term

Once the first set of experiments has been completed and an optimal feed temperature was selected, a long term experiment was conducted in order to determine the maximum percentage of ammonia that can be recovered.

Samples were taken every 15 minutes for the first hour and 30 minutes after that from the feed and permeate solution for the following 8 hours, leaving it overnight. The experiment runs for 26 hours.

4. RESULTS AND DISCUSSION

Figure 6 shows the variation of ammonia recovery at different temperatures. It can be observed that the difference in temperature has a remarkable influence on the recovery of ammonia.

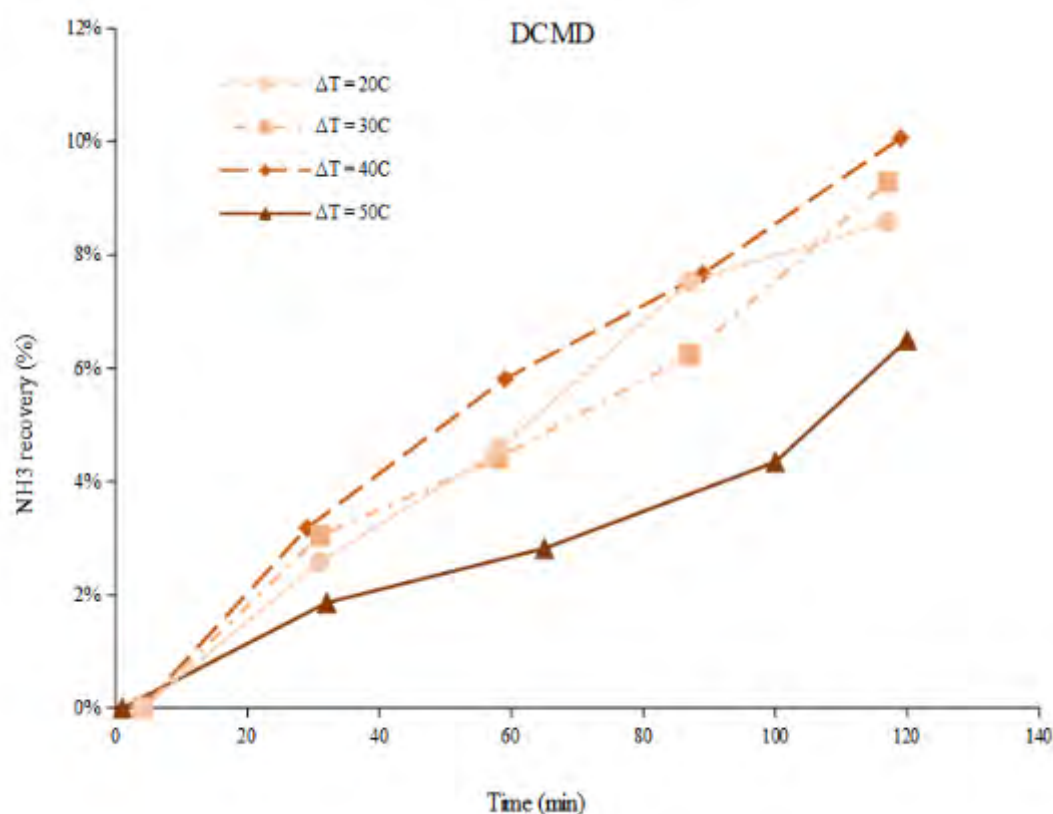


Figure 6. Effect of feed temperature on ammonia recovery

As it can be seen, an increase in the feed temperature until 56°C gives better ammonia recovery percentages. Being able to recover up to 10.1 % of ammonia after 2 hours when the difference of temperature is 40°C. This is expected, as high temperatures are translated to an increase of volatile ammonia and higher vapor pressure of the feed solution therefore more ammonia would be driven to pass the membrane and be recovered.

Nevertheless, this cannot be extrapolated

when the feed solution reaches 65°C as the ammonia recovery has decreased. This could occur because the vapor pressure is higher for both water and ammonia, in addition to this the process would have more losses as more ammonia would volatilize in the feed tank.

To have a better understanding of what is happening, the relation between the ammonia and the water flux with the different temperatures was studied.

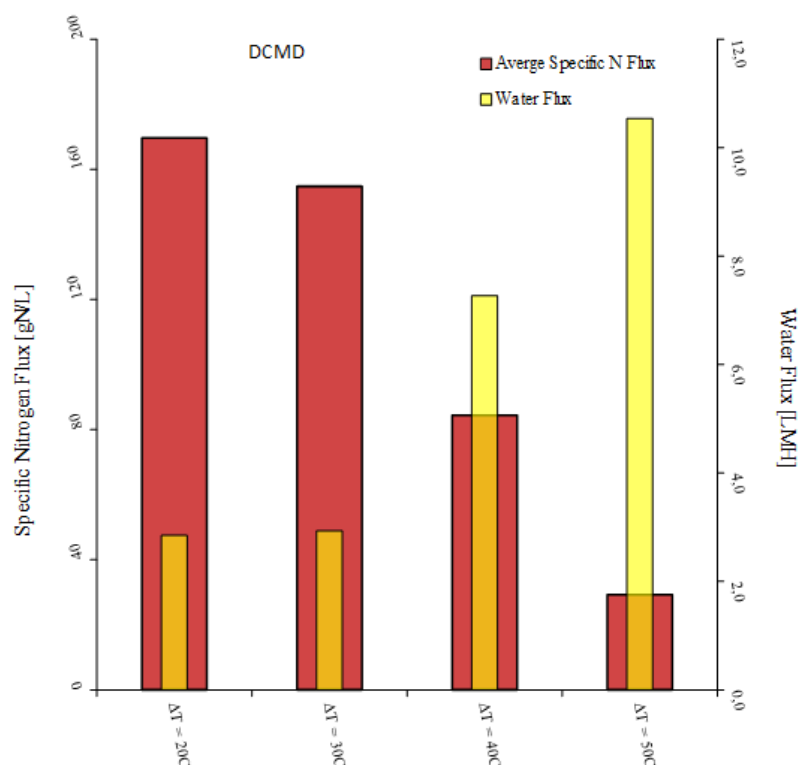


Figure 7. Relation between ammonia and water flux at different temperatures

As Figure 7 exhibits, the highest fluxes were obtained at the highest temperature as it was anticipated, however the specific ammonia flux dramatically decreases. This is because with the difference of temperature of 20, 30 and 40°C the evaporation of water

was relatively small and the mass transfer of ammonia was dominant. However, when the feed temperature reaches 65°C, the vapor pressure of water was higher than the ammonia vapor pressure, therefore the mass transfer of vapour water became dominant. In this situation, water would also pass through the membrane diluting also the adsorption capacity of the permeate solution.

To summary, in order to maximize the ammonia recovery, the optimal feed temperature was found to be 36°C ($\Delta T=20^\circ\text{C}$)

as the water content in the produced ammonium sulphate was the least, so the quality of the production was the best.

Having chosen the optimal feed temperature, a long term experiment was conducted in order to determine the maximum percentage of ammonia that can be recovered.

As the ammonia volatilization temperature is -33°C, the ammonia recovered was determined as a function of the ammonia concentration in the feed solution over time. The amount of ammonia that was in the feed solution over the time of the experiment in comparison to the ammonia at the beginning would give us the ammonia that was lost during the experiment.

Figure 8 shows the relation between the ammonia recovered and the ammonia removed as a function of time. As it can be observed, up to 70 % ammonia was removed from the urine but just 23 % was recovered as ammonium sulphate over a period of 26

hours.

This means that during the experiment, high amount of ammonia was volatilized and lost in the feed tank before it made contact with the membrane.

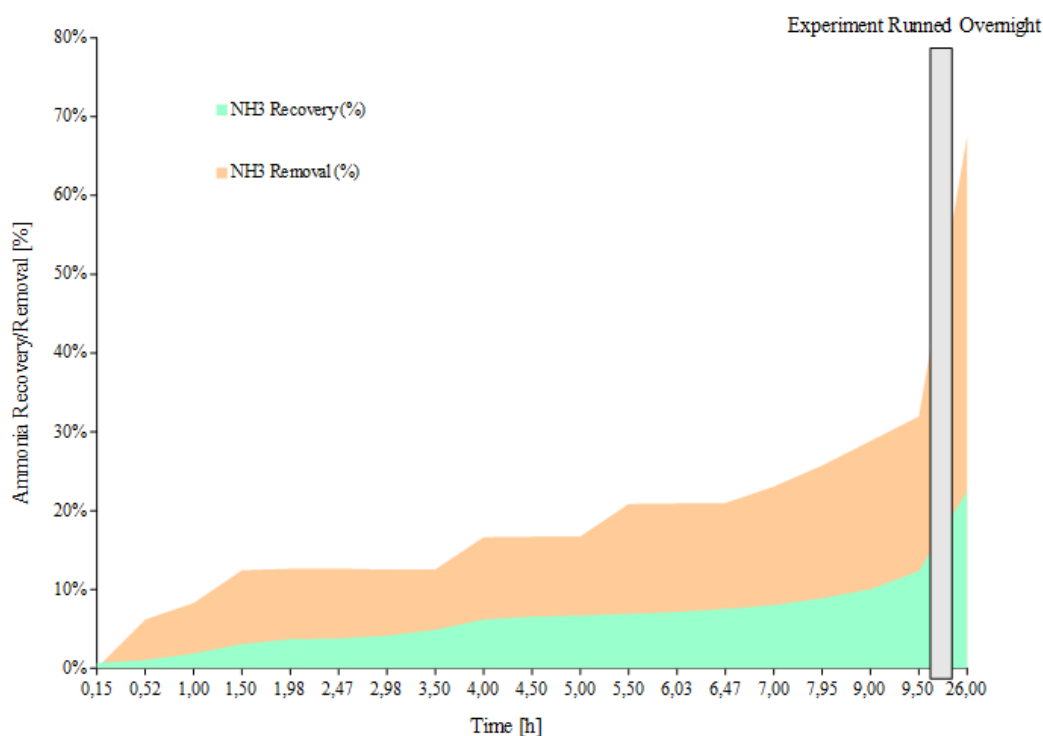


Figure 8. Ammonia recovery/ removal with a feed temperature of 36°C

The ammonia flux over the 26 hours can be seen in Figure 9. It can be seen that as the experiment progressed, the ammonia flux decrease. This could be explained by the four following processes.

1. Fast ammonia removal at the beginning of the process, when the partial pressure difference of ammonia over the membrane is large.
2. The ammonia content in the feed

solution is decreasing over time.

3. As a result of particles accumulating on the membrane surface leading to the blockage of some of the pores, decreasing the effective membrane surface area.
4. Over the first 3 hours, the pH of the permeate solution was neutralized and the absorption capacity of the sulfuric acid decreased. This relation can be verified in Figure 9.

The experiment started with the acid stripping solution on a pH value of 1, 4. As time passed, it was slowly neutralized while simultaneously, the ammonia flux was decreasing. After 3 hours, the pH reached neutralization (pH 7) while the ammonia flux continued to decrease.

Eventually, the pH of the solution found the stability at pH 10 while the ammonia flux reached its minimal value.

As our purpose was to maximize the ammonia recovery, being dependent on the ammonia flux, the pH was adjusted to a value of 2 before running overnight. When the pH was decreased the ammonia flux started to increase again.

At the end of the experiment the pH was again neutralized and the ammonia flux was minimal.

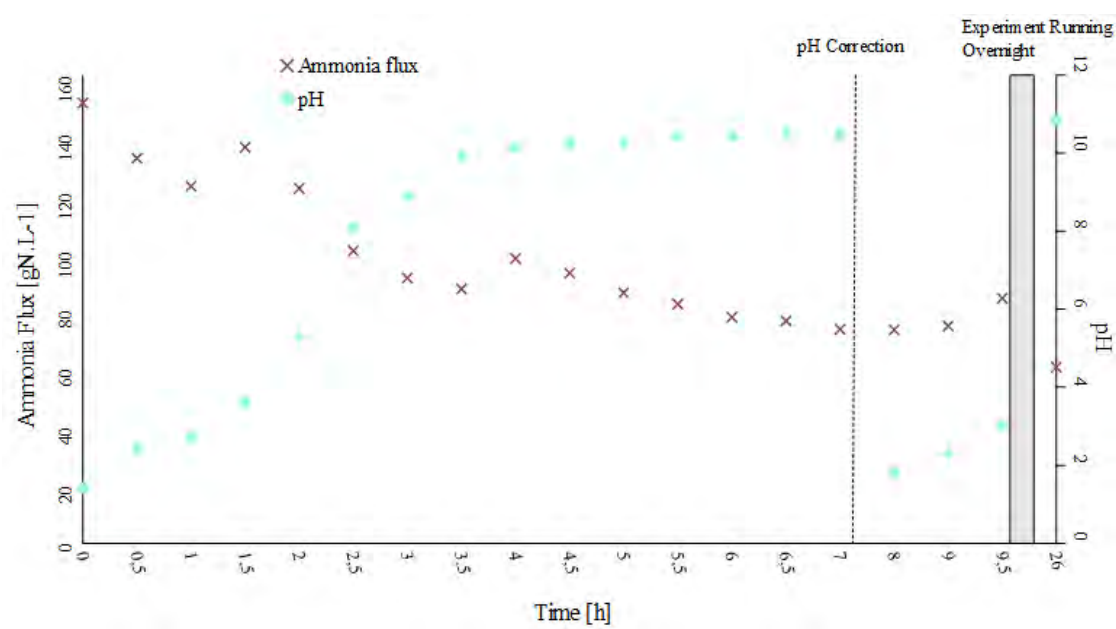


Figure 9: Relation between ammonia flux and pH with a feed temperature of 36°C

5. CONCLUSION

MD has proven its efficiency to successfully removed and recover ammonia from human urine. It has been proved that altering the temperature and pH of the feed solution has a considerable impact over the mass flux of ammonia and water. Increasing the feed temperature would affect the ammonia recovery as water flux would be increased in relation to the ammonia flux.

With optimal conditions, up to 70 % of ammonia was successfully removed from urine. However, just 23 % was actually recovered. This is due to losses in the system mainly from the volatilization of the ammonia before it reach the membrane. In order to minimize them, we would recommend to improve the design of the feed tank to seal it so all the volatile ammonia will have no other option than to get in contact with the membrane. Apart from that, another modification that can be done is an increase on the membrane surface area as it will be translated in more effective surface and higher absorption area.

To sum up, this technology has proven that with the optimal temperature and pH conditions, a significant amount of ammonia can be recovered from urine. The implications of this are that this technology is useful in extracting nutrients which are otherwise wasted leading to a more sustainable world. Furthermore, this technology can aid the fertilizer production market as a sustainable resource of ammonia.

6. REFERENCES

- Alhathal, A. A., Sharif, A., Sanduk, M., Khan, A. (2012). Experimental Investigation of Heat and Mass Transfer in Tubular Membrane Distillation Module for Desalination. International Scholarly Research Network Chemical Engineering. Volume 2012, 8.
- Alkhudhiri, A., Darwish, N., Hilal, N. (2012). Membrane Distillation: A Comprehensive Review. Desalination, 287, 2-18.
- Al-Obaidani, S., Curcio, E., Macedonio, F., Di Profio, G., Al-Hinai, H., Drioli, E. (2008). Potential of Membrane Distillation in Seawater Desalination: Thermal Efficiency, Sensitivity Study and Cost Estimation. Journal of Membrane Science, 323(1), 85-98.
- Andersson, A.J., Mackenzie, F.J., Ver, L.M. (2003) Solution of Shallow-water carbonates: An Insignificant Buffer Against Rising Atmospheric CO₂. Geology; 31 ,6, 513–516.
- Brookshire, B. (2018) The Fertilizing Power of N and P. Science News for Students.
- Criscuoli, A. (2017). Membrane Distillation: Principles, Applications and Perspectives. Journal of Science and Technology, 7,123.
- Curcio, E., Drioli, E. (2005). Membrane Distillation and Related Operations: a Review. Purif. Rev. 34 (1), 35–86.
- Deshmukh, A., Boo, C., Karanikola, V., Lin,

- S., Straub, A.P., Tong, T., Warsinger, D.M., Elimelech, M. (2018). Energy Environ. Sci. DOI: 10.1039/C8EE00291F
- Ding, Z., Ma, R., Fane, A.G. (2003). A New Model for Mass Transfer in Direct Contact Membrane Distillation. *Desalination* 151 (3), 217–227.
- Duong, H., Luong, T. S., Manh, T. P., Nguyen, T.H. (2017). Seawater Desalination Using Air Gap Membrane Distillation: An Experimental Study on Membrane Scaling and Cleaning. *Journal of Science and Technology* 55.
- El-Bourawi, M. S., Ding, Z., Ma, R., Khayet, M. (2006). A Framework for Better Understanding Membrane Distillation Separation. *Journal of Membrane Science*(285), 4-29.
- Erisman, J.A., Sutton, M., Galloway, J., Klimont, Z., Winiwarter, W. (2008). How a Century of Ammonia Synthesis Changed the World. *Nature Geoscience*. 1, 636-639.
- Eykens, L., Hitsov, I., Sitter, K., Dotremont, C., Pinoy, L., Nopens, I., Van der Bruggen, B. (2016). Influence Of Membrane Thickness And Process Conditions On Direct Contact Membrane Distillation At Different Salinities. *Journal of Membrane Science*. 498. 353–364.
- FAO. (2017). *World Fertilizer Trends and Outlook to 2020*, Roma
- García-Payo, M, C. Izquierdo-Gil, M, A. Fernández-Pineda, C (2000). Wetting Study of Hydrophobic Membranes via Liquid Entry Pressure Measurements with Aqueous Alcohol Solutions. *Journal of Colloid and Interface Science*, 230 2, 420-431.
- Guillén-Burrieza, E., Zaragoza, G., Miralles-Cuevas, S., Blanco, J. (2012). Experimental Evaluation of Two Pilot-scale Membrane Distillation Modules Used for Solar Desalination. *Journal of Membrane Science*, 409–410(0), 264-275.
- Gryta, M. (2007). Influence of Polypropylene Membrane Surface Porosity on the Performance of Membrane Distillation Process. *Journal of Membrane Science*. Volume 287, 67-78.
- Gryta, M. (2005). Long-term Performance of Membrane Distillation Process. *Journal of Membrane Science*. 265, 153-159.
- He, F., Sirkar, K. K., Gilron, J. (2009). Studies on Scaling of Membranes in Desalination by Direct Contact Membrane Distillation: CaCO₃ and Mixed CaCO₃/CaSO₄ Systems. *Chemical Engineering Science*, 64(8), 1844-1859.
- He, K., Hwang, H. J., Woo, M. W., & Moon, I. S. (2011). Production of Drinking Water from Saline Water by Direct Contact Membrane Distillation (DCMD). *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 17(1), 41-48.
- Hogan, P.A., Sudjito, Fane, A.G., Morrison, G. (1991). Desalination by Solar Heated Membrane Distillation. *Desalination*, 81, 81–90.

- Hsu, S., Cheng, K., Chiou, J. (2002). Seawater Desalination by Direct Contact Membrane Distillation. *Desalination*, 143(3), 279-287.
- Huang, H., Schwab, K., Jacangelo, G. (2009). Pretreatment for Low Pressure Membranes in Water Treatment: a Review. *Environmental Science and Technology* 43, 9, 3011-3019
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992). Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Karakulski, K., Gryta, M. (2005). Water Demineralisation by NF/MD Integrated Processes. *Desalination*, 177(1), 109-119.
- Khayet, M., Matsuura, T., Mengual, J., Qtaishat, I., Rasool, M. (2006). Design of Novel Direct Contact Membrane Distillation Membranes. *Desalination*. 192, 1-3, 105-111.
- Khayet, M., Velázquez, A., Mengual, J.I. (2004) Modelling Mass Transport Through a Porous Partition: Effect of Pore Size Distribution. *Journal of Non-Equilibrium Thermodynamics* 29 (3) 279-299.
- Kirchmann, H., Pettersson, S. (1995). Human Urine: Chemical Composition and Fertilizer Use Efficiency. *Fertilizer Research*. vol 40, 149-159.
- Koschikowski J., Wieghaus M., Rommel M. (2009). Membrane Distillation for Solar Desalination. In: Micale G., Rizzuti L., Cipollina A. *Seawater Desalination. Green Energy and Technology*. Springer, Berlin, Heidelberg
- Laganà F., Barbieri G. and Drioli E. (2000). Direct Contact Membrane Distillation: Modeling and Concentration Experiments. *Journal of Membrane Science* 166, 1-11.
- Lawson, K.W, Lloyd, D.R. (1997). Membrane Distillation. *Journal of Membrane Science*. Volume 124, 1-25,
- Li, N. N. (2008). *Advanced Membrane Technology and Applications*. Hoboken, N.J., Wiley.
- Martínez-Díez, L., Florido-Díaz, F., Vazquez-Gonzalez, M. (1999). Study of Evaporation Efficiency in Membrane Distillation. *Desalination*, 126(1), 193-198.
- Martínez-Díez, L., Vázquez-González, M. (1996). Temperature Polarization in Mass Transport Through Hydrophobic Porous Membranes. *American Institute Of Chemical Engineers Journal*, 42(7), 1844-1852.
- Masclaux-Daubresse, C., Daniel-Vedele, F., Dechorgnat, J., Chardon, F., Gaufichon, L., Suzuki, A. (2010) Nitrogen Uptake, Assimilation and Remobilization in Plants: Challenges for Sustainable and Productive Agriculture, *Annals of Botany*, Volume 105, 7, 1141-1157
- Morales, N., Boehler, M.A., Buettner, S., Liebi, C., Siegrist, H. (2013). Recovery of N and P from Urine by Struvite Precipitation Followed by Combined Stripping with Digester Sludge Liquid at Full Scale. *Water* ,5,

- 1262-1278.
- Mrayed, S., Maccioni, D., Leslie, G. (2013). Efficiency of Membrane Distillation to Produce Fresh Water. *World Academy of Science, Engineering and Technology International Journal of Chemical and Molecular Engineering*. Volume 7, 12.
- Naidu, G., Jeong, S., Vigneswaran, S., Hwang, T., Choi, Y., Kim, S. (2015) A Review on Fouling of Membrane Distillation. *Desalination and Water Treatment*. 57, 22, 10052-10076
- Nghiem, L. D., Hildinger, F., Hai, F. I., Cath, T. (2011). Treatment of Saline Aqueous Solutions Using Direct Contact Membrane Distillation. *Desalination and Water Treatment*, 32, 1-3, 234-241.
- Pinappu, S. R. (2010). Composite Membranes for Membrane Distillation Desalination Process, *The New Mexico Water Resources Research Institute*.
- Pingali, P. (2012). Green Revolution: Impacts, limits, and the path ahead. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 109.
- Pradhan, S., Mikola, A., Vahala, R. (2017). Nitrogen and Phosphorus Harvesting from Human Urine Using a Stripping, Absorption, and Precipitation Process. *Environmental Science & Technology*. 51.
- Qu, D., Sun, D., Wang, H., Yun, Y. (2013). Experimental study of ammonia removal from Water by modified direct contact membrane distillation. *Desalination*, 326, 135-140.
- Qtaishat, M. R., Banat, F. (2013). Desalination by Solar Powered Membrane Distillation Systems. *Desalination*, 308, 0, 186-197.
- Rezaei, M., Samhaber, W. (2016). Wetting Behaviour of Superhydrophobic Membranes Coated with Nanoparticles in Membrane Distillation. *Chemical Engineering Transactions*.
- Roberts, T.L. (2014) Cadmium and Phosphorus Fertilizers: The Issues and the Science. *Procedia Engineering*, 83, 52-59.
- Schofield, R.W., Fane, A.G., Fell, C.J.D. (1987). Heat and Mass Transfer in Membrane Distillation. *Journal of Membrane Science*. 33, 3, 299-313.
- Schofield, R., Fane, A.G., Fell, C.J.D., Macoun, R. (1990). Factors Affecting Flux in Membrane Distillation. *Desalination*. 77, 279-294.
- Sommer, S.G., K. Schjoerring, J., Denmead, O. (2004). Ammonia Emission from Mineral Fertilizers and Fertilized Crops. *Advances in Agronomy*. 82. 557-622
- Swaminathan, J., Chung, H.W., Warsinger, D. M., Lienhard, J. H., (2017) Energy Efficiency of Membrane Distillation up to High Salinity: Evaluating Critical System Size and Optimal Membrane Thickness. *Applied Energy*. 211, 715-734.
- Tijing, L., Woo, Y. C., Choi, J., Lee, S.,

- Kim, S., Shon, H.K. (2015). Fouling and its Control in Membrane Distillation: A Review. *Journal of Membrane Science*. 475.
- Tomaszewska, M. (2000). Membrane Distillation: Examples of Applications in Technology and Environmental Protection. *Polish Journal of Environmental Studies* 9, 1, 27-36.
- Tong, T., Elimelech, M. (2016) The Global Rise of Zero Liquid Discharge for Wastewater Management: Drivers, Technologies, and Future Directions. *Environmental Science and Technology*, 50, 13, 6846–6855.
- Tun, L.L., Jeong, D., Jeong, S., Cho, K., Lee, S., Bae, H., (2016) Dewatering of Source-Separated Human Urine for Nitrogen Recovery by membrane distillation, *Journal of Membrane Science*, Vol 512, 13-20.
- Udert, K.M., Larsen, T.A., Gujer, W. (2006). Fate of Major Compounds in Source-separated Urine. *Water Science and Technology*. 54 (11-12), 413-420.
- Vanchiere, J.A., White, Z.S., Butel, J.S. (2005). Detection of BK Virus and Simian Virus 40 in the Urine of Healthy Children. *Journal of Medical Virology*. 75(3), 447-454.
- Visakh, P.M., Nazarenko, O. (2016) Nanostructured Polymers Membranes, volume 2: Applications. Wiley 256-260.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems, *Science*, 277, 494– 499.
- Wang, P., Chung, T-S. (2015). Recent Advances in Membrane Distillation Processes: Membrane Development, Configuration Design and Application Exploring. *Journal of Membrane Science*. 474, 39–56.
- Warsinger, D., Swaminathan, J., Guillén-Burrieza, E., Arafat, H., Lienhard, J. (2015). Scaling and Fouling In Membrane Distillation for Desalination Applications: A Review. *Desalination*. 356, 294-313.
- www.ihsmarket.com. Ammonium Sulfate. www.ihsmarket.com/products/ammonium-sulfate-chemical-economics-handbook.html. Access 7th June 2018.
- www.ipni.net. Nutrient Source Specifications. [https://www.ipni.net/publication/nss.nsf/0/A9E141566F664341852579AF007640CF/\\$FILE/NSS-12%20Ammonium%20Sulfate.pdf](https://www.ipni.net/publication/nss.nsf/0/A9E141566F664341852579AF007640CF/$FILE/NSS-12%20Ammonium%20Sulfate.pdf). Access 6th June 2018.
- www.rsc.org Preparation of ammonium sulphate. www.rsc.org/learn-chemistry/resource/download/.../pdf. Access 7th June 2018.
- Xie, Z., Duong, T., Hoang, M., Nguyen, C., Bolto, B. (2009). Ammonia Removal by Sweep Gas Membrane Distillation. *Water research*. 43, 1693-9.
- Yun, Y., Ma, R., Zhang, W., Fane, A.G., Li, J. (2006). Direct Contact Membrane Distillation Mechanism for High Concentration NaCl Solutions.

Desalination. 188, 251-262.

Zhang, J., She, Q., Chang, V., Y. Tang, C., Webster, R. (2014) Mining Nutrients (N, K, P) from Urban Source-Separated Urine by Forward Osmosis Dewatering. Environmental Science and Technology. 48.

Zhao, Y-J., Wu, K-F., Wang, Z-J., Zhao, L., Li, S-S. (2000). Fouling and Cleaning of Membrane: A Literature Review. Journal of Environmental Sciences (China) English Ed. 12. 241-251.

editores

Universidad de Alcalá
Universidad Rey Juan Carlos

diseño y maquetación

IMDEA Agua

ISBN

978-84-09-07468-6

