

VARIACIÓN ESTACIONAL DE LAS ONDAS INTERNAS EN EL LAGO LLANQUIHUE, CHILE Javiera Abarca Mesa y Yarko Niño Campos	3227
AVALIAÇÃO DE DERRAME DE ÓLEO NO PORTO DO FORNO, MUNICÍPIO DE ARRAIAL DO CABO, BRASIL Felipe Gurgel, Paulo Rosman y Marcos dos Santos	3239
EVALUACIÓN DE LAS TENDENCIAS DE LARGO PLAZO DE LA PRECIPITACIÓN EN LA CUENCA DEL RIO ABURRA (MEDELLÍN-COLOMBIA) DURANTE EL PERÍODO 1981-2017 Alex Ricardo Estupiñan Castellanos y Luis Fernando Carvajal-Serna	3250
REMOCIÓN DE COLORANTES TEXTILES EN DESCARGAS DE AGUA INDUSTRIAL POR ELECTROCOAGULACIÓN Lilia Margarita Herrera Ibarra, Rafael Lucho Chigo, Luis Armando de la Peña Arellano, Alfredo Martínez Roldán y María Dolores Josefina Rodríguez Rosales	3262
DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA PARA LA GESTIÓN DEL RECURSO HIDRICO. CASO ESTUDIO CUENCA MATANZA RIACHUELO Mónica Salvioli, Verónica Guerrero Borges, Guillermo Larrivey y Marcos Cipponeri	
ESTUDIOS HIDRO-ECOLÓGICOS EN EL RÍO PARANÁ MEDIO: MODELACIÓN DE CAMBIOS EN EL BENTOS DEBIDOS A CRECIENTES Eliana Gisel Eberle, Mario Luis Amsler y Martín César Maria Blettler	3278
EFECTOS AMBIENTALES POR TRASVASE DE AGUA INTERCUENCAS SOBRE CAUDALES SUPERFICIALES Juan Hernández Flores, Carlos Roberto Fonseca Ortiz, Carlos Alberto Mastachi Loza, Miguel Angel Gómez-Albores, María Vicenta Esteller Alberich y Carlos Díaz Delgado	3290
REPRESENTACIONES SOCIALES EN LA GESTIÓN AMBIENTAL DE AGUAS SUBTERRÁNEAS ESTUDIO DE CASO EN UNA URBANIZACIÓN COSTERA	
Mariana González y Aloma Sartor	3300
Mariana González y Aloma Sartor ANÁLISIS DE LA ESTABILIDAD DE VEHÍCULOS FRENTE A INUNDACIONES. EL CASO DE LA RAMBLA DEL POYO	3307
Mariana González y Aloma Sartor ANÁLISIS DE LA ESTABILIDAD DE VEHÍCULOS FRENTE A INUNDACIONES. EL CASO DE LA RAMBLA DEL POYO Ricardo Andrés Bocanegra Vinasco, Félix Ramón Francés García y Francisco José Vallés Morán PRUEBA DE LA METODOLOGÍA DE LOCALIZACIÓN DE TANQUES DE TORMENTA EN DIFERENTES SECTORES DE LAS CIUDADES DE BOGOTÁ Y MEDELLÍN	3307
Mariana González y Aloma Sartor ANÁLISIS DE LA ESTABILIDAD DE VEHÍCULOS FRENTE A INUNDACIONES. EL CASO DE LA RAMBLA DEL POYO Ricardo Andrés Bocanegra Vinasco, Félix Ramón Francés García y Francisco José Vallés Morán PRUEBA DE LA METODOLOGÍA DE LOCALIZACIÓN DE TANQUES DE TORMENTA EN DIFERENTES SECTORES DE LAS CIUDADES DE BOGOTÁ Y MEDELLÍN Gina Rincón, Karen Bustos, Laura Pulgarín y Juan Saldarriaga EL DILEMA ENTRE EL USO DE AGUA SUBTERRÁNEA Y LA PRESERVACIÓN DEL ECOSISTEMA	3307
Mariana González y Aloma Sartor ANÁLISIS DE LA ESTABILIDAD DE VEHÍCULOS FRENTE A INUNDACIONES. EL CASO DE LA RAMBLA DEL POYO Ricardo Andrés Bocanegra Vinasco, Félix Ramón Francés García y Francisco José Vallés Morán PRUEBA DE LA METODOLOGÍA DE LOCALIZACIÓN DE TANQUES DE TORMENTA EN DIFERENTES SECTORES DE LAS CIUDADES DE BOGOTÁ Y MEDELLÍN Gina Rincón, Karen Bustos, Laura Pulgarín y Juan Saldarriaga EL DILEMA ENTRE EL USO DE AGUA SUBTERRÁNEA Y LA PRESERVACIÓN DEL ECOSISTEMA Victor M. Ponce, Janaína da Silva y Jorge Prieto Villarroya APROVEITAMENTO DE ÁGUA PLUVIAL PARA FINS NÃO POTÁVEIS EM EDIFICAÇÃO RESIDENCIAL: ESTUDO DE CASO EM NOVA LIMA - MG	3307 3319 3331
ANÁLISIS DE LA ESTABILIDAD DE VEHÍCULOS FRENTE A INUNDACIONES. EL CASO DE LA RAMBLA DEL POYO Ricardo Andrés Bocanegra Vinasco, Félix Ramón Francés García y Francisco José Vallés Morán PRUEBA DE LA METODOLOGÍA DE LOCALIZACIÓN DE TANQUES DE TORMENTA EN DIFERENTES SECTORES DE LAS CIUDADES DE BOGOTÁ Y MEDELLÍN Gina Rincón, Karen Bustos, Laura Pulgarín y Juan Saldarriaga EL DILEMA ENTRE EL USO DE AGUA SUBTERRÁNEA Y LA PRESERVACIÓN DEL ECOSISTEMA Victor M. Ponce, Janaína da Silva y Jorge Prieto Villarroya APROVEITAMENTO DE ÁGUA PLUVIAL PARA FINS NÃO POTÁVEIS EM EDIFICAÇÃO RESIDENCIAL: ESTUDO DE CASO EM NOVA LIMA - MG Vitor Guimarães de Oliveira y Ana Letícia Pilz de Castro ANÁLISIS DE LA DEMANDA DE AGUA NO SATISFECHA BAJO ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO EN LA CUENCA DEL RÍO GUALÍ, COLOMBIA Darwin Mena Renteria, Abel Solera Solera, Lina Maria Restrepo Caicedo, Melissa Pimiento Castañeda y Miguel Angel Cañon Ramos EVALUACIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO Y SECUESTRO DE CARBON - IMPACTO AMBIENTAL DE OBRAS HIDRÁULICAS EN GAVIONES	3307 3319 3331 3341
ANÁLISIS DE LA ESTABILIDAD DE VEHÍCULOS FRENTE A INUNDACIONES. EL CASO DE LA RAMBLA DEL POYO Ricardo Andrés Bocanegra Vinasco, Félix Ramón Francés García y Francisco José Vallés Morán. PRUEBA DE LA METODOLOGÍA DE LOCALIZACIÓN DE TANQUES DE TORMENTA EN DIFERENTES SECTORES DE LAS CIUDADES DE BOGOTÁ Y MEDELLÍN Gina Rincón, Karen Bustos, Laura Pulgarín y Juan Saldarriaga EL DILEMA ENTRE EL USO DE AGUA SUBTERRÁNEA Y LA PRESERVACIÓN DEL ECOSISTEMA Victor M. Ponce, Janaína da Silva y Jorge Prieto Villarroya APROVEITAMENTO DE ÁGUA PLUVIAL PARA FINS NÃO POTÁVEIS EM EDIFICAÇÃO RESIDENCIAL: ESTUDO DE CASO EM NOVA LIMA - MG Vitor Guimarães de Oliveira y Ana Letícia Pilz de Castro ANÁLISIS DE LA DEMANDA DE AGUA NO SATISFECHA BAJO ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO EN LA CUENCA DEL RÍO GUALÍ, COLOMBIA Darwin Mena Renteria, Abel Solera Solera, Lina Maria Restrepo Caicedo, Melissa Pimiento Castañeda y Miguel Angel Cañon Ramos EVALUACIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO Y SECUESTRO DE CARBON - IMPACTO	3307 3319 3331 3341 3350

ESTUDO SOBRE A REGULAMENTAÇÃO DE TELHADOS VERDES EM NATAL-RN-BR Teresa Elane Bezerra Luz y Ada Cristina Scudelari	3379
SELECCIÓN DE POZOS PARA MONITOREO DE CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA MEDIANTE LA VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS EN MÉXICO Omar Lucas-Urbina, Luis Daniel Oseguera-Toledo, Gabriel Martínez-Herrera y Sonia Tatiana Sánchez-Quispe	3389
ESTIMACIÓN DE VARIABLES RELACIONADAS A LA EROSIÓN HÍDRICA DEL SUELO EN UNA CUENCA DE LA REGIÓN SERRANA DE CÓRDOBA Sabrina Tomasini, Giuliana Elcano y Leticia Vicario	3397
DETERMINACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD HÍDRICA PARA USOS MÚLTIPLES DEL SISTEMA INTEGRAL LAGUNILLAS EN EL ALTIPLANO PERUANO, BAJO LAS CONDICIONES DE CAMBIO CLIMÁTICO	3408
Isidro Alberto Pilares Hualpa y Roberto Alfaro Alejo ESTUDO DA VIABILIDADE DE IMPLANTAÇÃO DA DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA EM MUNICÍPIO DO SEMIÁRIDO NORDESTINO Maria Clara de Medeiros Cantídio, Micheline Damião Dias Moreira, Ada Cristina Scudelari, Isabelly Bezerra Braga	3406
Gomes de Medeiros y Rafaella Fonseca da Costa REUSO DE ÁGUA DE APARELHOS DE AR CONDICIONADOS PARA IRRIGAÇÃO: ESTUDO DE CASO APLICADO AO CENTRO DE TECNOLOGIA DA UFRN	3420
Débora Patrícia Batista da Rocha, Micheline Damião Dias Moreira, Ada Cristina Scudelari, Isabell y Bezerra Braga Gomes de Medeiros y Rafaella Fonseca da Costa	3432
CONSIDERACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA PLANIFICACIÓN DE OBRAS DE MITIGACIÓN DE INUNDACIONES EN LA REGIÓN HÚMEDA ARGENTINA Julio Cardini, Mauro Campos, Noelia Legal, Maribel Garea, Tamara Faya y Raúl Caceres	3444
APLICAÇÃO DO CONCEITO DA PROFUNDIDADE DE MISTURA GERADA PELA AÇÃO DE ONDAS NO RESERVATÓRIO DE LAJEADO, TOCANTINS Marcelo Marques, Fernando Oliveira de Andrade, Ciristhiane Okawa, Elaine Arantes y Isabela Arantes Ferreira	3456
ESTUDIOS HIDRO-ECOLÓGICOS EN EL RÍO PARANÁ MEDIO: CRECIENTES, TEMPERATURAS Y SOSTENIBILIDAD DE LA ICTIOFAUNA Ana Rabuffetti, Elie Abrial, Mario Amsler y Luis Espínola	3464
MODELACIONES 1D Y 2D DE IMPACTOS LOCALES Y TRANSFRONTERIZOS EN LA CALIDAD DE AGUA DEL RÍO URUGUAY Julio Cardini, Alejandro Zabalett, Gimena Reguero, Daniel Mársico y Néstor Oliver	3476
ESTUDIO DE BASE DE LA LAGUNA DE RANCHOS PARA UNA GESTIÓN URBANA AMBIENTAL SOSTENIBLE Guillermo Jelinski, Verónica M. Sosio, Gustavo A. Colli y Susana Paredes	3488
APROVECHAMIENTO DE CORTINAS Y EMBALSES DE PRESAS EN MÉXICO PARA GENERACIÓN DE ENERGÍA ELÉCTRICA FOTOVOLTAICA	
Maria de los Ángeles Baltazar Lazaro, Felipe Ignacio Arreguín Cortés y Claudia Elizabeth Cervantes Jaimes APLICACIÓN DE GEOSINTÉTICOS PARA LA PROTECCIÓN DE CANAL Augusto Mendiz y Federico Dal Farra	
BASES DEL PLAN DIRECTOR DEL CARCARAÑÁ Paolo Gyssels, José Manuel Díaz Lozada, Osvaldo Barbeito, Alejo Testa Tacchino, Mónica Blarasin, Raquel Bazan, Marcelo García, Javier Álvarez, María Magdalena Baraquet, Sebastián Grande, Eliana Jorquera, Sergio Menajovsky, Micaela Pacher, Antoine Patalano, Gastón Petroli, Cecilia Pozzi, Leticia Tarrab, Tomás Vaschalde, Gonzalo Moya, Andrea Montecino, Silvio Ambrosino, Ana Laura Rydzewski, Matías Bonansea, Jesica Giuliano Albo, Adriana Cabrera,	7517
Edel Matteoda, Fátima Becher Quinodoz, Luciana Maldonado, Verónica Lutri y Karyna Echevarría ESTIMACIÓN DEL COEFICIENTE DE PARTICIÓN PARA LA MODELACIÓN DE ORGANISMOS INDICADORES DE PATÓGENOS EN RÍOS	
Natalia Sánchez y Luis Camacho	3529

ESCALAS DE TIEMPO DE TRANSPORTE EN UN EMBALSE ESTRATIFICADO CON MÚLTIPLES BRAZOS	
Agustín Moreno y Mauricio Toro	3544
ENERGÍA GEOTÉRMICA: APROVECHAMIENTO DE POZOS PROFUNDOS SURGENTES	
José Miguel Casado, María Fernanda Lopolito y Oscar Adolfo Coriale	3554

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

VARIACIÓN ESTACIONAL DE LAS ONDAS INTERNAS EN EL LAGO LLANQUIHUE, CHILE

Javiera Abarca Mesa⁽¹⁾ y Yarko Niño Campos⁽²⁾

(1) Departamento de Ingeniería Civil Universidad de Chile, Santiago, Chile. javiera.abarca.m@ug.uchile.cl
 (2) Departamento de Ingeniería Civil Universidad de Chile & Advanced Mining Technology Center, Santiago, Chile. ynino@ug.uchile.cl

RESUMEN:

Se simuló la hidrodinámica del lago Llanquihue (Chile) con el modelo en tres dimensiones Delft3D-FLOW, con el fin de estudiar las ondas internas afectadas por la rotación terrestre y conocer cómo afecta en ellas la variación estacional. El modelo numérico fue validado por mediciones de temperatura y velocidades en el lago. El bajo número de Burger en el lago, con un máximo igual a 0,1, indica que la rotación terrestre es importante por lo que es posible la generación de ondas Kelvin y Poincaré. Los resultados mostraron que las ondas Poincaré tienen un periodo cercano al inercial, siendo esta onda más intensa en el periodo de máxima estratificación en la zona del metalimion, mientras que en tiempos previos a la estratificación máxima, la onda domina en el epilimnion. Por otro lado, luego de eventos de gran intensidad de viento, se presentan las ondas Kelvin, que se propagan en sentido horario por los bordes del lago y su periodo varía de acuerdo al grado de estratificación.

ABSTRACT:

The three-dimensional computing model Delft3D is applied to modeling the hydrodynamics of Lake Llanquihue (Chile) with the aim of studying the seasonal variation of internal waves affected by earth rotation. The results were validated with field velocity and temperature data. The low Burger number in lake Llanquihue (with a maximum S=0.1) indicates that earth rotation is important, making possible Poincaré and Kelvin internal waves generation. Results showed that near-inertial Poincaré wave dominated during most of the year, with the highest energy in the metalimnion for the most stratified months. During spring months, which corresponds to the period before the strongest stratification, highest amplitudes of the velocities of near-inertial waves took place in the epilimnion. Kelvin waves were observed after strong winds events occurred and their period changed through the year depending on the stratification.

PALABRAS CLAVES: Modelación hidrodinámica, lago Llanquihue, ondas internas.

INTRODUCCIÓN

El Lago Llanquihue es el segundo lago más grande de Chile (870 km2), con una longitud de 42 km y una profundidad máxima de 317 m. El lago es monomíctico y en verano la termoclina se encuentra a una profundidad de aproximadamente 40 m, alcanzando su máxima estratificación los primeros días de febrero, donde se tiene un número de Burger máximo igual a 0,1. Este parámetro adimensional indica que los efectos de la rotación son más importantes a medida que se acerca a cero y se define como S = c/(Lf), donde $c = \sqrt{gH_e}$, es la celeridad de la onda, con $H_e = \frac{\rho_2 - \rho_1}{\rho_2} \frac{h1 h2}{h1 + h2}$ la altura equivalente del agua (para el caso baroclínico), L la longitud del lago y f la frecuencia inercial, definida como $f = 2\Omega \text{sen}(\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\protect\prot$

La onda Kelvin, corresponde a una onda que se propaga en forma ciclónica y su velocidad tiene una fuerte componente azimutal, cuya magnitud decae en forma exponencial hacia el centro del lago, siendo máxima en la costa. Lo mismo ocurre con la elevación de la superficie libre. Por otro lado, la onda Poincaré se caracteriza por ser superinercial y tener un flujo horizontal que realiza trayectorias elípticas en sentido anticiclónico, donde la razón entre ambos ejes para las trayectorias es igual a ω/f (con ω la frecuencia de la onda) y cuya amplitud es mayor en el centro del lago.

Los lagos son estructuras dinámicas con modos normales de oscilación que tienen periodos característicos y estructuras espaciales bien definidas (Gómez-Giraldo et al., 2006), sin embargo, para lagos de gran tamaño, los periodos de las ondas Poincaré convergen al periodo inercial y la energía, en estos casos, es principalmente cinética, con variaciones pequeñas en la termoclina (Choi et al., 2012), lo cual implica baja energía potencial. Por otro lado, para el caso de la onda Kelvin se tiene que para lagos de gran tamaño, la razón entre la energía potencial y cinética se acerca a 1, por lo que las ondas Kelvin pueden ser observadas tanto por análisis de velocidades como por el movimiento vertical de isotermas, mientras que para lagos con números de Burger más grandes domina la energía potencial (Antenucci, 2009).

La importancia de las ondas internas en los lagos radica en el transporte de masa y momentum, especialmente en lagos con gran tiempo de residencia, lo cual produce la distribución de nutrientes (especialmente en el epilimnion, donde se producen los procesos biológicos), contaminantes y sedimentos (Imberger, 1998). Por otro lado, las ondas internas producen una variedad de procesos físicos, químicos y biológicos, además de tener un importante rol en energizar la dispersión horizontal y mezcla vertical en el lago, donde ésta última altera la interfaz natural de la estratificación y facilita la incorporación de nutrientes provenientes del hipolimnion a la capa superficial (Gómez-Giraldo et al., 2006). Por lo tanto, entender las ondas internas conlleva al conocimiento de la calidad de las aguas en los lagos.

En este estudio se realizó una simulación numérica mediante el software Delft3D-FLOW, y posteriormente una comparación de los resultados con mediciones de velocidades y temperaturas, con el fin de identificar las principales ondas internas que se generan en el lago y su variación estacional. Este software resuelve las ecuaciones de momentum, continuidad y transporte para simular los flujos y la estratificación en el lago.

METODOLOGÍA

Para la construcción del modelo se utilizó una grilla compuesta de cuadrados de 130 metros de lado, a excepción de las celdas ubicadas en los bordes, donde la celda fue adaptada a la forma del lago. En la vertical la grilla es de tipo "Z" y está compuesta por 20 capas, donde la parte superior tiene una menor resolución con el fin de representar de forma correcta la profundidad de la termoclina. El periodo de simulación fue desde el 8 de de Febrero al 26 de septiembre del 2016, con

un paso de tiempo de 1,5 minutos, de tal forma de satisfacer la condición de Courant-Friedrichs-Levy. Además, el parámetro de Coriolis fue considerado variable en función de la latitud.

Los periodos de medición de vientos y velocidades de esta campaña de terreno se muestran en la Figura 1. El modelo radiativo utilizado en la simulación requiere como input datos de temperatura, humedad relativa, radiación solar, fracción de cielo cubierto por nubes y vientos. Para esto, fueron utilizadas distintas estaciones meteorológicas, muchas de las cuales miden en forma constante e ininterrumpida con una resolución temporal de 1 hora, las cuales se muestran en negro en la Figura 2. Por otro lado, hay dos estaciones meteorológicas que fueron emplazadas a modo de una campaña de terreno correspondiente a los puntos Iansa Norte y Los Bajos (en azul, Figura 2), las cuales solo registran datos de vientos y tienen una resolución temporal de 10 minutos.

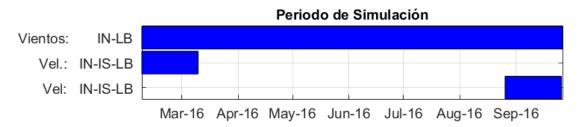


Figura 1.- Periodos de medición de la campaña de terreno y simulación. Puntos de medición (ver Figura 2): IN: Iansa Norte, IS: Iansa sur y LB: Los Bajos.

Tanto los datos de humedad relativa, radiación solar y temperatura fueron considerados homogéneos en el espacio y fueron obtenidos del promedio de las tres estaciones meteorológicas más cercanas al lago (Octay, Ensenada y Quilanto, las cuales se muestran en la Figura 2). En cuanto a la fracción de cielo cubierto por nubes se utilizaron datos de una página web que utiliza observaciones humanas para informes de aeropuertos.

Los vientos fueron considerados variables en el espacio y para esto se realizó una interpolación lineal de las velocidades considerando todas las estaciones disponibles para el periodo de simulación. Con el fin de representar el hecho que la velocidad del viento en el centro del lago es mayor a la velocidad en la costa, se aplicó un factor de corrección (al cual llamaremos F) al punto interpolado en el centro del lago. Este factor F fue obtenido de un modelo numérico (Weather Research Forecasting) implementado por el Departamento de Geofísica de la Universidad de Chile y se obtuvo luego de realizar una correlación entre un punto cercano a la estación meteorológica Octay con uno en el centro del lago, obteniendo F=2,645. La razón por la cual se eligió esta estación para realizar la correlación se debe a que es la que se encuentra más cercana al lago. Cabe destacar que el patrón de la estación meteorológica Octay muestra ocasionalmente un cese de viento durante las madrugadas, por lo que esto fue conservado, imponiendo que cuando la velocidad registrada en la estación Octay fuera menor a 1.1 m/s, el viento sobre el lago sea simplemente el obtenido de la interpolación lineal (y no multiplicado por el factor F). Lo anterior se puede explicar mediante la Figura 2, correspondiente al 10 de febrero a la 1:00 am, donde se tiene que la velocidad en la estación meteorológica Octay es mayor a 1.1 m/s, por lo que es necesario aplicar el factor F en el centro del lago. En la Figura 3 se muestra una serie de tiempo de los vientos obtenidos en el centro del lago y su transformación por el factor F, junto con los vientos de la estación meteorológica Octav.

Para la validación del modelo, se utilizaron las mediciones de los ADCP en los puntos Iansa Norte, Iansa Sur y Los Bajos (en azul en la Figura 4) y mediciones de temperatura obtenidas de la Dirección General de Aguas (DGA) del Ministerio de Obras Públicas de Chile. Estas mediciones son realizadas 4 veces al año (en los meses de febrero, mayo, agosto y noviembre) y fue considerado el promedio mensual entre los años 2009 y 2014, debido a que son los registros más recientes de temperaturas en el lago.

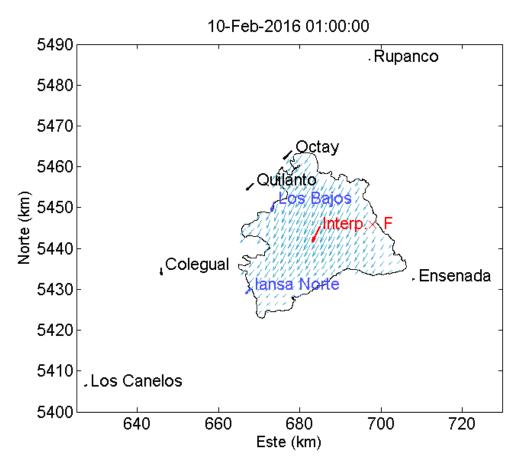


Figura 2.- Interpolación espacial de vientos y estaciones meteorológicas utilizadas. En negro se muestran las estaciones que miden en forma continua y en azul las estaciones obtenidas de la campaña de terreno. En rojo se muestra el punto en el centro del lago amplificado por el factor F. Los ejes están en UTM huso 18S.

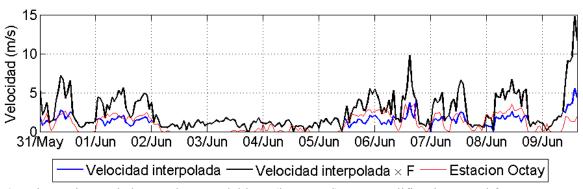


Figura 3.- Vientos interpolados en el centro del lago (línea azul) y su amplificación por el factor F en caso de que los vientos en la estación meteorológica Octay sean mayores a 1,1 m/s.

VALIDACIÓN

Uno de los aspectos para validar el modelo, fue verificar que el perfil de temperaturas fuera correcto. Para esto, se utilizaron los datos de Campos et al. (1988), los cuales presentan perfiles mensuales de temperatura y se muestran en línea punteada en la Figura 5. En esta misma figura se muestra también el promedio mensual del perfil de temperaturas para un punto ubicado en el centro de lago (P9 en la Figura 2) obtenido de la simulación, junto con el mínimo, máximo y desviación estándar para cada mes. Por otro lado, se cuenta también con mediciones puntuales de temperatura realizadas por la DGA a distintas profundidades para los meses de febrero, mayo, agosto y

noviembre desde el año 2009 al 2014, por lo que también se obtuvo un promedio mensual el cual se muestra en la Figura 5.

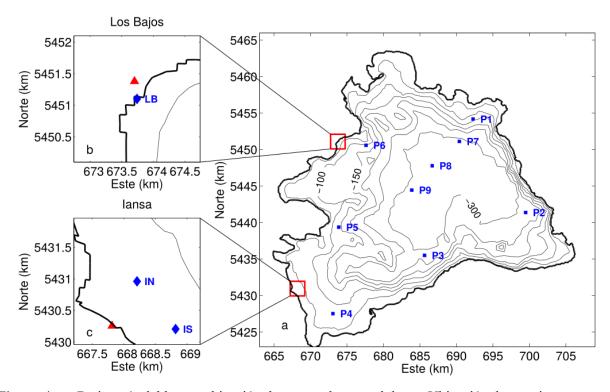


Figura 4.- a: Batimetría del lago y ubicación de puntos de control. b y c: Ubicación de estaciones meteorológicas (en rojo) y ADCP (en azul) para sector Los Bajos y Iansa respectivamente (LB: Los Bajos, IN: Iansa Norte y IS: Iansa Sur). Los ejes están en UTM huso 18S.

A partir de estos resultados es posible observar que, en general, el modelo fue capaz de predecir en forma correcta la forma del perfil de temperaturas en las distintas épocas del año, considerando tanto las temperaturas superficiales como la profundidad de la termoclina. Esto tiene un especial énfasis en el mes de febrero, donde las temperaturas obtenidas de la simulación se ajustan muy bien al promedio de las mediciones realizadas entre los años 2009 y 2014.

Por otro lado, se cuenta también con mediciones de velocidades de ADCP en el lago en los sectores de Iansa y Los Bajos (Figura 4), para los meses de febrero y septiembre (señalados en la Figura 1). La profundidad máxima de estas mediciones varía entre los 8 y 10 metros y la resolución temporal de las mediciones es de 10 minutos. Para comparar las velocidades medidas con el modelo, se realizó en primer lugar una comparación del módulo de las velocidades en el tiempo, lo cual se muestra en las Figuras 6 y 7, correspondientes a los meses de febrero y septiembre, respectivamente. Para el mes de febrero, se puede observar que si bien la posición temporal de los peaks de velocidad no son representados con exactitud, las magnitudes de las velocidades son muy similares. Para el mes de septiembre (Figura 7) se puede observar que tanto la posición temporal de los peaks de velocidad como las velocidades máximas son muy bien representados. En ambos periodos de tiempo se observa que en el punto Los Bajos las velocidades medidas son bastante menores al sector Iansa, lo cual concuerda con el modelo.

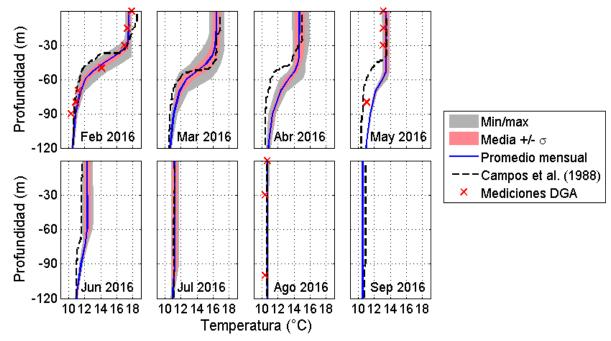


Figura 5.- Temperaturas mensuales. En negro los perfiles obtenidos por Campos et al. (1988), en azul el promedio mensual obtenido del modelo para el punto P9 (Figura 1) y los marcadores rojos corresponden al promedio mensual de las mediciones realizadas por la DGA.

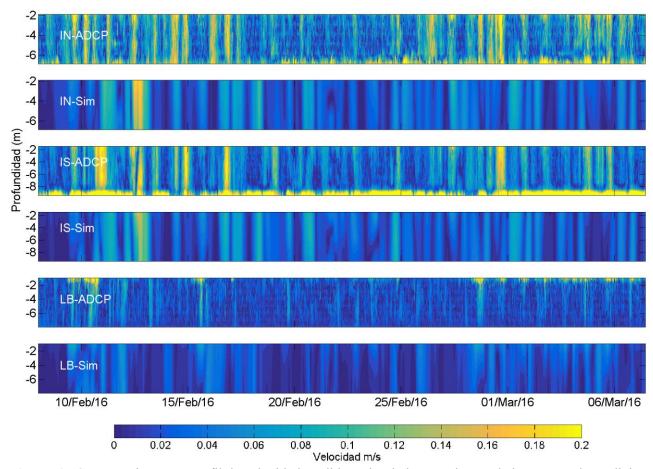


Figura 6.- Comparación entre perfil de velocidad medido y simulado en cada uno de los puntos de medición de ADCP (LB: Los Bajos, IN: Iansa Norte y IS: Iansa Sur) para el mes de febrero del 2016.

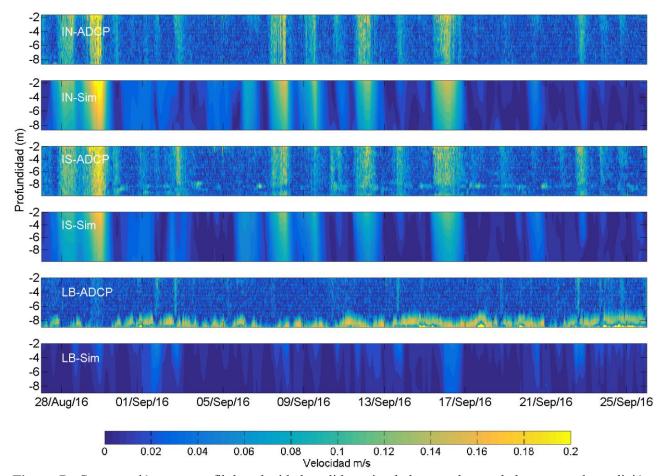


Figura 7.- Comparación entre perfil de velocidad medido y simulado en cada uno de los puntos de medición de ADCP (LB: Los Bajos, IN: Iansa Norte y IS: Iansa Sur) para el mes de septiembre del 2016.

Por otro lado, con el fin de realizar una comparación de la importancia de las distintas componentes espectrales y su variación en el tiempo entre los datos medidos y modelados, se analizó el espectro wavelet ciclónico y anticiclónico en el tiempo. A continuación, en la Figura 8 se muestra el espectro wavelet anticiclónico para el mes de febrero, donde se observa que tanto en los datos medidos como los modelados existe una frecuencia de alta energía asociada a un periodo de 40 horas para los sectores Iansa Norte y Sur, la cual es dominante entre el 8 y el 20 de febrero. Se observa también que en ambos casos existe una frecuencia dominante de menor intensidad asociada a un periodo de 24 horas el 1 y 6 de marzo. Además, también es posible representar el alza de energía asociada a una onda de periodo entre 100 y 200 horas. En cuanto al sector Los Bajos, se tiene que la energía del espectro wavelet es bastante menor debido a que las velocidades son más bajas. Por lo tanto, si bien no es posible para el mes de febrero representar el tiempo exacto en el que aumentan las velocidades, sí es posible representar más o menos el espectro wavelet.

En cuanto al periodo de medición de septiembre, se estudió el espectro wavelet ciclónico, el cual se muestra en la Figura 9. Se observa tanto para los datos medidos como para los simulados, existe un alza de energía asociada a un periodo de 40 horas entre el 27 de agosto y 2 de septiembre. Además, existe también un alza de energía más importante asociada a un periodo de 100 horas entre el 10 y 20 de septiembre, el cual está muy bien representado por la simulación.

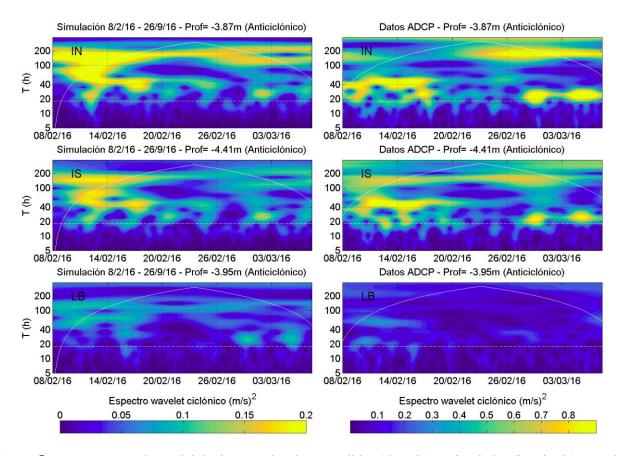


Figura 8.- Espectro wavelet anticiclónico para los datos medidos (derecha) y simulados (izquierda), para los sectores Iansa Norte, Iansa Sur y Los Bajos en el mes de febrero.

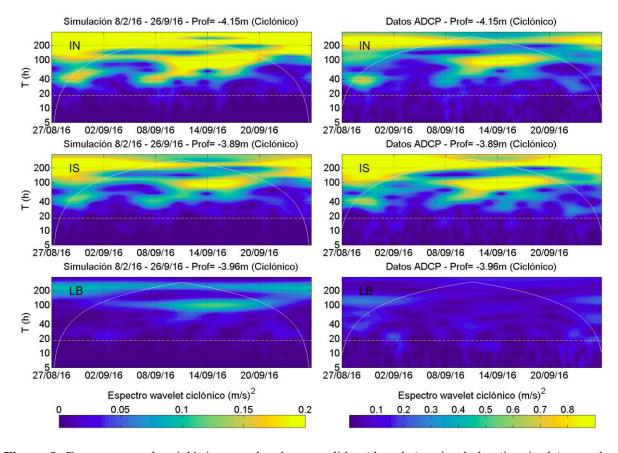


Figura 9- Espectro wavelet ciclónico para los datos medidos (derecha) y simulados (izquierda), para los sectores Iansa Norte, Iansa Sur y Los Bajos en el mes de septiembre.

RESULTADOS

Para el análisis de los resultados, se estudiaron principalmente datos de temperatura y velocidad. Para esta simulación, se utilizó como condición inicial de temperatura los resultados de otra simulación que comprende un año completo y comienza en agosto con mezcla completa en el lago. El perfil de temperaturas en un punto ubicado en el centro del lago (punto P9 Figura 4) se muestra en la Figura 10. Se puede observar que para esta simulación, las temperaturas máximas superficiales ocurren los primeros días de febrero, cuando la termoclina se encuentra alrededor de los 40 metros de profundidad. Posteriormente las temperaturas descienden y la termoclina aumenta su profundidad, hasta el mes de agosto cuando existe mezcla completa. Se puede observar que al final de la simulación (septiembre) las temperaturas superficiales comienzan a aumentar nuevamente.

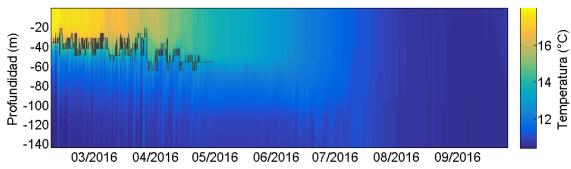


Figura 10- Perfil de temperaturas para el punto P9 (Figura 4). En línea negra se muestra la posición de la termoclina.

Ondas Poincaré

Como sabemos, la onda Poincaré se caracteriza por tener una frecuencia superinercial y generar trayectorias anticiclónicas. Por lo tanto, para analizarlas se utilizó el espectro de frecuencia rotacional anticiclónico, que fue aplicado a series de tiempo de 3 semanas para distintos periodos de estratificación, con el fin de obtener los periodos dominantes de esta onda. Se obtuvo que para el espectro rotacional anticiclónico hubo una alta energía asociada al periodo cercano al inercial (18,3 horas) en el centro del lago. Por lo tanto, en la Figura 11 se muestra para distintos estados de estratificación, la variación espacial (tanto en el eje vertical como en la horizontal) de la energía del espectro rotacional anticiclónico asociada a la frecuencia cercana a la inercial.

De la figura, se observa que la energía de la onda Poincaré con $f \sim f_i$ es mayor en el mes de máxima estratificación (febrero), especialmente en la zona del metalimnion (entre los 50 y 80 metros, Figura 5) y en la parte central del lago. En los meses posteriores la onda Poincaré va disminuyendo su intensidad hasta el mes de julio donde la intensidad de la onda es mínima y homogénea en la vertical. En el mes de septiembre, cuando el lago comienza a estratificarse nuevamente, se observa que reaparece la onda Poincaré, pero esta vez en la zona superficial del lago (primeros 30 metros). Además, se tiene que en todos los periodos de estudio de la Figura 1, el periodo dominante de la onda Poincaré varía entre 16,9 y 19,5 horas, siendo muy cercano al periodo inercial (18,3 horas).

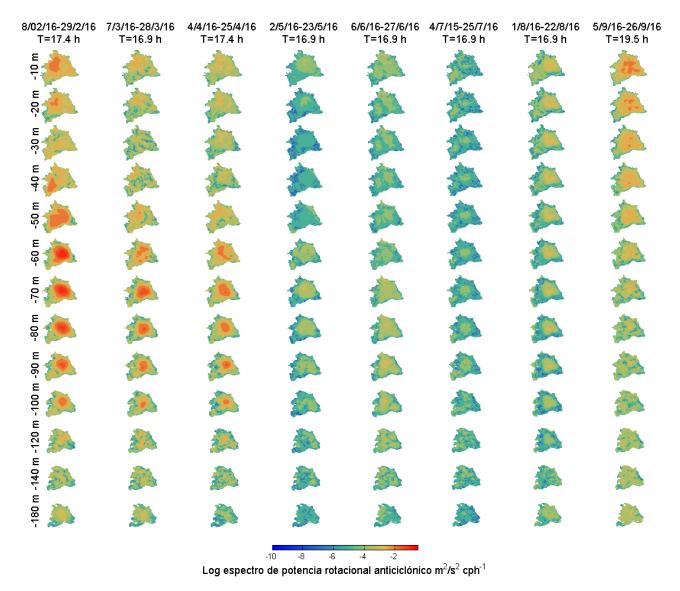


Figura 11.- Energía espectral anticiclónica asociada a profundidades entre 10 y 180 metros, para distintos periodos de tiempo. Se consideró el periodo cercano al inercial de mayor energía.

Ondas Kelvin

Para el estudio de la onda Kelvin, se analizó el espectro de frecuencia rotacional ciclónico, se obtuvo que para ciertos periodos sub-inerciales existe un alza de energía en los bordes del lago, lo cual es característico de este tipo de onda. Esta alza se observó de igual manera para el espectro de potencia rotacional anticiclónico, lo cual se debe a que en una onda Kelvin las velocidades son paralelas a la costa, y oscilan en ambos sentidos (Hodges et al., 2000). Los resultados de este análisis se muestran en la Figura 12, donde se seleccionaron aquellas frecuencias en que la energía es mayor en las orillas del lago. Se puede observar que cuando el lago está más estratificado, el periodo de la onda Kelvin es bajo (63,3 y 50,6 horas en febrero y marzo respectivamente), mientras que cuando el lago disminuye su grado de estratificación, el periodo de la onda aumenta (a 101,2 horas en el mes de junio). Además, se observa que cuando el lago está estratificado, la zona de mayor energía de esta onda ocurre en la parte superior del lago.

Para observar de mejor manera la propagación de la onda Kelvin, se estudió la variación de las profundidades de las isotermas en el tiempo. Esto se muestra en la Figura 13 donde se graficaron las profundidades asociadas a las isotermas 12°C, 14°C 16°C y 17°C para los puntos ubicados en los bordes del lago (del punto P1 al punto P6 de la Figura 4). Se puede observar que para el pulso de

viento sur ocurrido el 15 de febrero (cuando el lago está estratificado), indicado por una línea roja, existe una profundización de la termoclina en los puntos P1 y P2, mientras que en el extremo opuesto del lago la termoclina se eleva. Una vez que cesa el viento, comienza a propagarse la onda Kelvin en sentido horario, a partir del punto P1 al punto P6. Algo muy similar ocurre en el día 9 de febrero, donde ambos pulsos de viento se propagan en forma ciclónica por el borde.

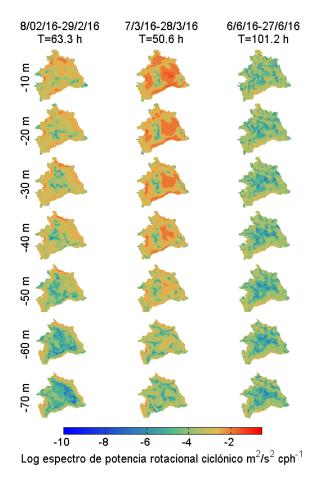


Figura 12.- Energía espectral ciclónica asociada a profundidades entre 10 y 70 metros, para distintos periodos de tiempo. Se consideró el periodo con mayor energía en los bordes del lago.

CONCLUSIONES

Luego de realizar una simulación numérica del Lago Llanquihue mediante el software Delft3D y al comparar los resultados con mediciones de campo, es posible concluir que se obtuvieron resultados adecuados en cuanto al modelo radiativo, ya que se capturó de forma correcta tanto las temperaturas como la posición de la termoclina. Además, en general, los perfiles mensuales obtenidos concuerdan con las mediciones de Campos et al. (1988). Por otro lado, las magnitudes de las velocidades obtenidas del modelo concuerdan también con las mediciones de los ADCP, sin embargo, a diferencia de las mediciones realizadas en el mes de septiembre, para el febrero no fue posible representar con exactitud las alzas temporales de la velocidad, pero luego de realizar el espectro wavelet, se obtuvo que las ondas de frecuencias dominantes ocurrieron al mismo tiempo en el modelo y en las mediciones.

En cuanto a la onda Poincaré, se obtuvo que esta tiene un periodo dominante muy cercano al inercial (18,3 horas), y tiene una mayor energía en la parte central del lago, donde forma trayectorias anticiclónicas en forma de círculo. En cuanto a la variación estacional, esta onda se desarrolla de forma más intensa en los meses de máxima estratificación en la zona del metalimnion, y a medida que el lago se enfría, la onda disminuye su energía hasta el mes de julio, donde la intensidad es mínima y la distribución espacial es homogénea en la vertical, debido a la mezcla completa del lago. No fue posible identificar otros modos Poincaré, lo cual se debe a que cuando el número de Burger es muy bajo (<0,1 para el caso del lago Llanquihue), los periodos de los modos convergen al periodo inercial, por lo que la distinción de los modos basada en el análisis espectral no siempre es posible (Choi et al., 2012).

Para la onda Kelvin, se identificó, mediante espectro de potencia rotacional, que el periodo de esta onda varía según la estratificación del lago, siendo mínimo en los meses de máxima estratificación (50,6 h en marzo y 101,2 h en junio). Esto se puede verificar al observar el espectro wavelet (Figuras 7 y 8), donde se puede ver la variación de los periodos dominantes entre los meses de febrero y septiembre. En cuanto a la variación de las profundidades de las isotermas, se observó que luego de un evento de viento intenso, se produce una inclinación en la termoclina y, luego del cese del viento, la onda Kelvin se propaga en sentido horario.

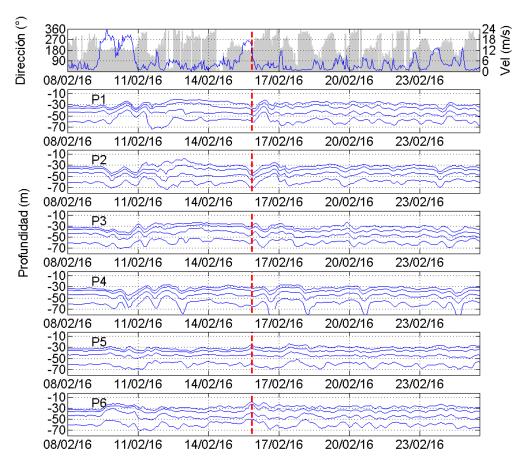


Figura 13.- Arriba: Velocidad (línea azul) y dirección (gris) del viento ingresada al modelo. Abajo: altura de las isotermas 12°C, 14°C 16°C y 17°C para el 8 de febrero al 25 de febrero.

REFERENCIAS

Antenucci, J. P. (2009). "Currents in Stratified Water Bodies 3: Effects of Rotation". *In: Encyclopedia of Inland Waters (Likens, G. F., ed.)*. Elsevier BV, pp. 559–567.

Campos, H., Stefen, W., Aguero, G., Parra, O. & Zúniga, L. (1988). "Limnological study of Lake Llanquihue (Chile). Morphometry, physics, chemistry, plankton and primary productivity". *Arch. Hydrobiol./ Suppl*, Vol. 81, pp. 37–67.

Choi, J., Troy, C. D., Hsieh, T. C., Hawley, N. & McCormick, M. J. (2012). "A year of internal Poincaré waves in southern Lake Michigan". *Journal of Geophysical Research: Oceans*, Vol. 117, No. 7, pp. 1–12.

Gómez-Giraldo, A., Imberger, J. & Antenucci, J. P. (2006). "Spatial structure of the dominant basin-scale internal waves in Lake Kinneret". *Limnology and Oceanography*, Vol. 51, No. 1, pp. 229–246.

Imberger, J. (1998). "Flux paths in a stratified lake: A review". *In: Physical Processes in lakes and oceans*, Vol. 54. pp. 1–17.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

AVALIAÇÃO DE DERRAME DE ÓLEO NO ENTORNO DO PORTO DO FORNO, MUNICÍPIO DE ARRAIAL DO CABO, BRASIL

Felipe O. M. J. Gurgel

Pontificia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Brasil, fo.gurgel@gmail.com

Paulo C. C. Rosman

 $Universidade\ Federal\ do\ Rio\ de\ Janeiro,\ Brasil,\ pccrosman@ufrj.br$

Marcos dos Santos

Centro de Análises e Sistemas Navais, Brasil, marcosdossantos doutorado uff@yahoo.com.br

RESUMO:

O presente trabalho versa sobre a necessidade de estabelecer a deriva de uma mancha de óleo, em caso de derrames acidentais na área portuária na Enseada do Forno no município de Arraial do Cabo, fornecendo subsídios para se estabelecer estratégias de prevenção e gestão dos impactos ambientais. Ressalta-se que a cidade está incrustada em uma Reserva Extrativista Marinha e com grande parte de sua população, direta ou indiretamente, ligada economicamente às atividades marinhas. Para desenvolver este trabalho foi utilizado o Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental, o SisBaHiA®, através de um modelo de transporte lagrangeano acoplado a um modelo hidrodinâmico. Os resultados demonstram que com ventos usuais do quadrante Norte-Leste (N-E), a Praia dos Anjos é afetada. Os ventos de SW faz com que a mancha atinja a Enseada do Forno, a Ponta d'Água e a Ilha dos Porcos e com ventos fracos, o contaminante fica sobre o domínio da maré.

ABSTRACT:

The present work deals with the need to establish the drift of an oil spill in the event of accidental spills in the port area of Enseada do Forno in the municipality of Arraial do Cabo, providing subsidies to establish strategies for prevention and management of environmental impacts. It is emphasized that the city is embedded in a Marine Extractive Reserve and with a large part of its population, directly or indirectly, economically linked to marine activities. In order to develop this work, the Environmental Hydrodynamic Basis System, SisBaHiA®, was used through a Lagrangian transport model coupled to a hydrodynamic model. The results show that with usual North-East (NE) winds, Praia dos Anjos is the most affected. South-West (S-W) winds cause the spot to reach the Enseada do Forno, Ponta d'Água and the Ilha dos Porcos and with weak winds, the contaminant is over the tide domain.

PALAVRAS CHAVES: modelo lagrangeano; derrame de óleo; SisBaHiA®; Porto do Forno.

INTRODUCÃO

O município de Arraial do Cabo, localizado no litoral leste do Estado do Rio de Janeiro, na Região dos Lagos, possui relevante importância social, econômica e ambiental, devido às atividades turísticas, pesqueiras e portuárias.

No tocante às atividades de turismo temos um grande fluxo de pessoas, passeios e esportes náuticos, ecoturismo e mergulho.

O Porto do Forno, localizado na Enseada dos Anjos, movimenta basicamente granéis sólidos (sal e malte) desembarcados de navios de longo curso. Complementarmente, recebe visitas de embarcações de apoio a plataformas de petróleo e de pesquisa relacionada com a atividade *offshore*.



Figura 1.- Vista aérea parcial das Enseadas de Arraial do Cabo (*Goggle Earth*) e fotos do Porto do Forno (Comap, 2017).

Nas questões relacionadas ao meio ambiente, ressalta-se que o Porto do Forno está adstrito a uma área declarada de interesse ecológico e social, a Reserva Extrativista Marinha de Arraial do Cabo (RESEX-MAR-AC). Criada pelo Decreto s/nº de 03 de janeiro de 1997, a reserva faz parte do Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Nela são permitidas, de forma planejada e regulamentada, a exploração e o aproveitamento direto dos recursos naturais renováveis, por população extrativista.

Convivem nas Enseadas de Arraial do Cabo (EAC), pescadores artesanais, em suas várias modalidades de pesca, operadoras de mergulho, embarcações de turismo, embarcações de transporte de sal e malte, e de apoio às plataformas de prospecção de petróleo.

De acordo com Comap (2009), percebe-se uma grande preocupação das entidades locais, independentemente de sua área de atuação, quanto às questões relacionadas ao meio ambiente, essencialmente nos aspectos que podem afetar o desenvolvimento da atividade de pesca artesanal e de turismo, que se constituem em duas das principais vocações locais. É notório uma recorrente apreensão quanto à possibilidade de ocorrência de vazamento de óleo e do aumento do risco de acidentes, e seus consequentes reflexos nas principais atividades econômicas locais.

O objetivo geral deste trabalho é avaliar, através de simulações de um acidente hipotético, os resultados da deriva de mancha de óleo por meio de um modelo lagrangeano em funções das forçantes barotrópicas locais criando subsídios aos tomadores de decisão nas ações de resposta nas EAC.

METODOLOGIA

Utilizamos nesse estudo o Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental ou simplesmente, SisBaHiA®, que é um sistema profissional de modelos computacionais que está em contínuo desenvolvimento no Instituto Aberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa de Engenharia (COPPE) da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), desde 1987, com ampliações de escopo e aperfeiçoamentos feitos através de várias teses de mestrado e doutorado, além de projetos de pesquisa. O sistema tem sido adotado em estudos e projetos contratados à Fundação Coppetec envolvendo modelagem de corpos de água naturais (Rosman, 2016).

Segundo Rosman (2014), o modelo lagrangeano é ideal para simular o transporte de escalares que possam estar flutuando, misturados ou ocupando apenas uma camada na coluna de água, tornando-o mais adequado para simular a deriva de manchas ou plumas de contaminantes que sejam pequenas em relação ao domínio do modelo hidrodinâmico ou que apresentem fortes gradientes.

No modelo lagrangeano, o transporte de uma massa de contaminante é simulada pelo movimento de partículas lançadas que são advectadas pelas correntes computadas através do modelo hidrodinâmico. Dedica-se a observar a trajetória da partícula, em oposição à observação do movimento como um todo.

O domínio da modelagem do presente estudo abrange o entorno do Porto do Forno que são as Enseadas de Arraial do Cabo, incluindo, as ilhas dos Porcos e do Cabo Frio, as praias dos Anjos, do Forno e do Farol compreendidas entre as latitudes 22° 57,7' S e 23° 00,19'S e longitudes 41° 58,7'W e 42° 01,2'W.

Segundo a resolução nº 398/2008 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), a capacidade de resposta, no caso de um vazamento de óleo na instalação portuária, deverá ser assegurada por meio de recursos próprios ou de terceiros provenientes de acordos, previamente firmados, obedecidos os critérios de descargas pequenas (8 m³) e médias (até 200 m³) e de pior caso.

A hipótese acidental para esta simulação será o de pior caso. O maior navio autorizado a atracar no Porto do Forno tem uma tonelagem bruta próxima a 40.000 toneladas métricas. Os navios com este porte têm a capacidade de transportar até 1.500 toneladas de combustível. Este volume é distribuído em dez tanques menores interligados por redes (Comap, 2017).

Considerando que o navio mercante possua cerca de 90% da sua capacidade nominal (normalmente não operam com sua capacidade total) o que reduz o valor total de óleo para 1.350 toneladas. Dividindo este valor pelo número de tanques que operam equalizados para manter a estabilidade do navio temos: 135 toneladas por tanque.

O cenário de pior caso seria o derrame de óleo sobre o mar, decorrente de avaria estrutural dos tanques dos navios graneleiros na fase final de atracação ou inicial de desatracação. Simulando o rompimento de apenas um tanque, valor total despejado no mar seria de 135 toneladas de combustível.

Para fins de simulação de uma situação de vazamento de pior caso utilizaremos o valor total de 135 toneladas ou 136,67 m³. O óleo pode demorar até doze horas para ser derramado sobre o mar (Comap, 2017). Entretanto, em um caso real, algumas providências de combate à avaria poderão ser adotadas.

Medidas como a transferência interna do óleo combustível do tanque avariado para outro tanque de bordo, fechamento de todos os embornais no convés formando um dique de contenção para evitar o derrame de óleo sobre o mar e aplicação de absorvente sobre o óleo que sai dos suspiros do tanque podem reduzir o volume esperado do contaminante que será derramado sobre o mar.

A vazão do efluente é definida pelo volume total do vazamento (136,67 m³) e pelo tempo de derramamento total (t) em 12 horas ou 43.200 segundos. Segue abaixo outros dados de entrada no modelo:

Tabela 1.- Dados de entrada no modelo *SisBaHiA*®

Coordenadas da fonte (UTM)	X = 806111.68	Y = 7456261.5
Concentração do efluente (kg/m³)	987,7	
Volume total do óleo derramado (m³)	136,67	
Tempo do derramamento (h)	12	
Nº de partículas lançadas a cada intervalo de tempo	150	
Vazão do efluente (m³/s)	0,00316	

O modelo de transporte Lagrangeano no SisBaHiA® possui dois tipos de condições de contorno. O primeiro é quando a partícula que atravessa o segmento da fronteira aberta, sai do domínio modelado e se perde. Por esse motivo, as fontes de contaminantes não podem ficar próximas aos limites das fronteiras abertas, pois, caso contrário, as simulações poderão apresentar resultados distorcidos no problema modelado.

O segundo é quando a partícula atinge o litoral e retorna ao meio, podendo, ou não, sofrer perda de massa. No presente trabalho, a partícula retorna ao meio, mas tem uma parcela de sua massa absorvida no trecho da fronteira atingido. A fração absorvida é dada pelo coeficiente de absorção ao longo das fronteiras de terra com valores entre zero e um.

O modelador poderá especificar um valor diferente para cada nó de fronteira de terra, dependendo do tipo de costa. No presente estudo foram usados os seguintes coeficientes de absorção (CA) listados na tabela 2, em consonância com os índices de sensibilidade do litoral (ISL) aplicadas na Carta de Sensibilidade Ambiental ao Derramamento de Óleo da Bacia de Santos (Barra de São João à Praia de Itaipuaçu-RJ).

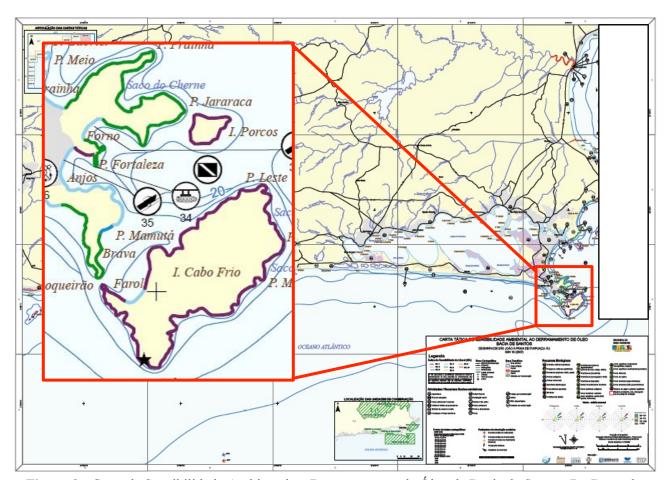


Figura 2.- Carta de Sensibilidade Ambiental ao Derramamento de Óleo da Bacia de Santos. De Barra de São João à Praia de Itaipuaçu-RJ. SAN 10. Detalhe da área de estudo na Carta SAN-10 utilizado no presente trabalho. Fonte: (MMA, 2007).

Conforme prescrito na carta SAO da região mais detalhada, podemos constatar a presença das seguintes características das feições costeiras locais:

O ISL 2 são substratos impermeáveis, de declividade média, expostos com costões rochosos lisos, de média declividade em rochas sedimentares expostas localizadas na Ilha do Cabo Frio e dos Porcos, normalmente sujeitas a ondas de um ou mais metros de altura com fortes correntes de maré, e estruturas artificiais lisas (cais comercial do Porto do Forno).

Possuem tendência refletiva, substrato impermeável e sem rugosidades. Por serem impermeáveis, caracterizam-se por uma área com baixa permanência do óleo, de remoção rápida, de forma natural.

O ISL 3 são substratos semipermeáveis com baixa penetração. As "prainhas" do morro do Atalaia foram consideradas praias dissipativas de areia média a fina, com reflexão média de ondas, com declividade da face praial da ordem de 3 a 5 graus (zona intermarés larga) e sedimentos bem selecionados e geralmente compactos (fundo duro).

Possuem baixa mobilidade do perfil praial e sedimentos superficiais sujeitos à remobilização frequente por ação das ondas. Apresenta penetração do óleo geralmente menor que 10 cm e sérios impactos sobre as comunidades bióticas intermarés. No caso de ser atingida por óleo, faz-se necessária sua limpeza.

O ISL 4 são substratos de média permeabilidade e moderada penetração. Na região de estudo, são as praias dos Anjos, do Forno e do Farol (praias de areia fina a média, abrigadas) com declividade da face praial entre 3 e 10 graus e soterramento parcial do óleo.

As praias de areia fina a média são mais sensíveis por serem protegidas, com menor grau de exposição à energia de ondas e marés.

Apresentam penetração do óleo até cerca de 25 cm de profundidade e sérios impactos sobre as comunidades bióticas intermarés. A limpeza da praia se torna mais complicada, agravada pela tendência de o equipamento destinado a remover o óleo (por exemplo, um trator) misturar ainda mais o óleo com o sedimento. Pode haver a transposição da praia por ondas em situações de tempestade, com potencial contaminação da retaguarda do cordão litorâneo. As praias da região elevam seu nível de sensibilidade devido à cidade ser um pólo turístico.

O ISL 6 são substratos de elevada permeabilidade e alta penetração. Compõem a maior parte do litoral continental como a costa do morro do Atalaia e da Enseada do Forno, além do quebra-mar do Porto do Forno. São na sua maior parte fragmentos rochosos com grandes de zonas escarpadas.

Apresentam possibilidade de percolação do óleo até cerca de 100 cm com alta persistência do óleo. Para realizar a limpeza, o jateamento com água pode ser uma solução parcial.

Tipo	Característica	Coeficiente de Absorção
ISL 2	substratos impermeáveis	CA = 0.01
ISL 3	substratos semipermeáveis com baixa penetração	CA = 0.05
ISL 4	substratos de média permeabilidade com moderada	CA = 0.15
	penetração	
ISL 6	substratos de elevada permeabilidade com alta penetração	CA = 0.3

Tabela 2.- Tipos de ISL, características dos substratos e valores utilizados no coeficiente de absorção.

Os valores acima são empíricos e objetivam, apenas, diferenciar trechos de litoral com graus de permeabilidades distintos. Havendo a necessidade de se realizar simulações de prognóstico com maior acurácia quantitativa, é prudente uma análise minuciosa dos valores que serão aplicados aos diferentes trechos de litoral.

Outro dado de entrada no SisBaHiA® são as curvas de decaimento de óleo que se diferenciam conforme as suas propriedades físico-químicas de cada tipo de hidrocarboneto.

A curva de decaimento de óleo foi obtida a partir das características do combustível usado por navios graneleiros que atracam no Porto do Forno, utilizando o programa ADIOS2 (*Automated Data Inquiry for Oil Spills*) em sua segunda versão, no qual podem ser recuperadas as características de até 1.000 diferentes tipos de óleo. O modelo leva em consideração o tipo do óleo, a temperatura da água, temperatura do ar, velocidade do vento e velocidade média das correntes.

O programa ADIOS2 foi desenvolvido pela *Hazardous Materials Response Division* (HAZMAT) do Office of Response & Restoration (OR&R) da National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) do Governo dos Estados Unidos da América. O ADIOS2 é disponibilizado gratuitamente na Internet.

A área inicial da mancha foi definida através do espalhamento mecânico baseado nos modelos propostos pela Teoria de *Fay* usada no software ADIOS2. Assume-se que a mancha é circular e que a espessura do óleo na mancha é homogênea.

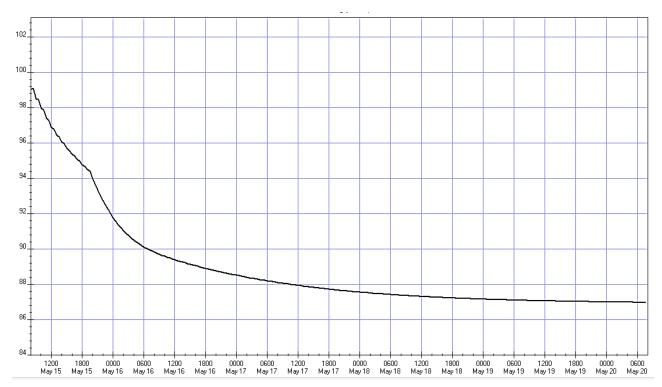


Figura 3.- A curva de decaimento do óleo, obtida pelo programa ADIOS, apresenta que o volume remanescente em questão, após de 5 dias, é de 87% do total, isto é, em torno de 118,9 m³ de óleo.

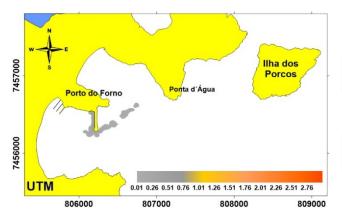
Foram simulados quarenta e cinco dias, do dia dezenove de julho a dois de setembro do ano de 1999. O modelo lagrangeano foi acoplado ao modelo hidrodinâmico 3D, o contaminante foi simulado com profundidade de 10 cm a partir da superfície livre. Maiores detalhes do modelo hidrodinâmico estão em Gurgel (2016).

RESULTADOS

Os resultados foram obtidos na forma determinística que é um modelo de uso geral para simulação de transporte. Este tipo de modelagem é especialmente adequado para simulações de derrames de óleo, instantâneos ou por período definido. Esta forma será utilizada em 3 cenários, em situações extremas e bem características da região de estudo que são os ventos típicos de nordesteleste (NE-E), do quadrante sul-oeste (S-W), e uma situação de ventos fracos.

Em uma situação de frente fria, ventos com intensidade em torno de 7 m/s chegando a 8 m/s e direção variando entre 230° e 270°. Maré de sizígia enchendo. Foram elaborados mapas (figuras 4, 5, 6 e 7) para os seguintes instantes após a simulação do vazamento: uma hora, seis horas e dez horas e dezesseis horas.

Em um cenário com ausência de dinâmicas externas, ventos com intensidade máxima de 1 m/s, rondando entre 000° e 180°. Período de maré de quadratura, vazando. Foram elaborados mapas (figuras 8, 9, 10 e 11) para os seguintes instantes após a simulação do vazamento: duas horas, quatro horas, oito horas e doze horas.

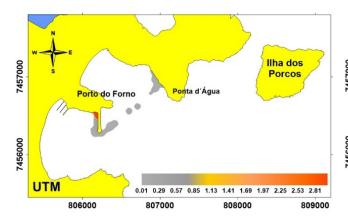


Porto do Forno
Ponta d'Água

| Ilha dos Porcos | Porcos |

Figura 4: A deriva da mancha de óleo após uma hora se divide em duas partes. Uma parte fica entre o Porto do Forno e o mole. A outra parte vence o mole do Porto do Forno contornando-o, e se direciona para a Ponta d'Água. Espessura da mancha de óleo (mm).

Figura 5: Após seis horas a mancha atinge a Ponta d'Água, porém grande parte do óleo fica retida no interior do porto. Espessura da mancha de óleo (mm).



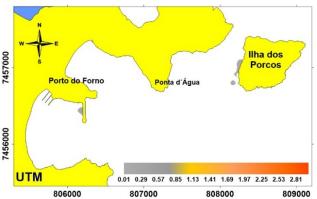


Figura 6: Após dez horas do instante inicial do derrame, a mancha continua atingindo a Ponta d'Água. Assim como no período de seis horas, grande parte do óleo continua concentrada entre o cais principal do porto e o mole. Espessura da mancha de óleo (mm).

Figura 7: Após dezesseis horas do instante inicial do derrame, a mancha atinge a Ponta d'Água e deriva para à Ilha dos Porcos a NE. Há ainda uma porção reduzida do óleo concentrada entre o cais principal do porto e o mole. Espessura da mancha de óleo (mm).

Com ventos de NE-E, situação característica do sítio estudado, os ventos estavam com intensidade em torno dos 6 m/s. Período de maré de quadratura em movimento de preamar. Foram elaborados mapas (12, 13, 14 e 15) para os seguintes instantes após o vazamento: duas horas, seis horas, doze horas e dezesseis horas.

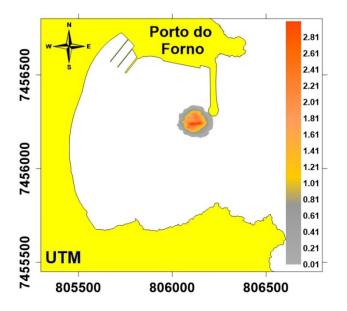


Figura 8: Retrata a situação após duas horas do início do derrame. O instante retrata um período de calmaria. Espessura da mancha de óleo (mm).

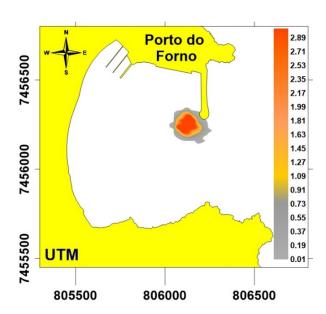


Figura 9: Após quatro horas, podemos observar que a mancha se desloca um pouco para leste acompanhando a direção da maré que está vazando. Podemos perceber que após o instante inicial do vazamento a mancha apenas aumenta o seu diâmetro. Espessura da mancha de óleo (mm).

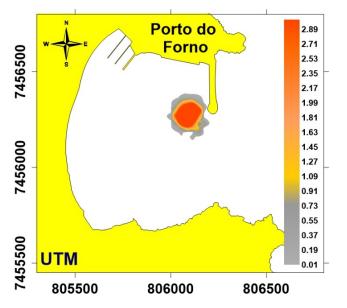


Figura 10: No instante oito horas após o início do vazamento, a mancha permanece com os mesmos fundamentos da figura anterior sofrendo influência apenas da maré. Espessura da mancha de óleo (mm).

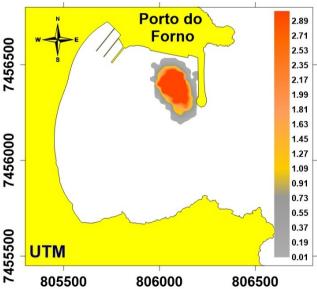


Figura 11: Após doze horas a mancha assume a direção norte, atingindo o quebra-mar do porto. É notório o aumento do perímetro da mancha com sua dispersão devida ao aumento da intensidade do vento no local. Espessura da mancha de óleo (mm).

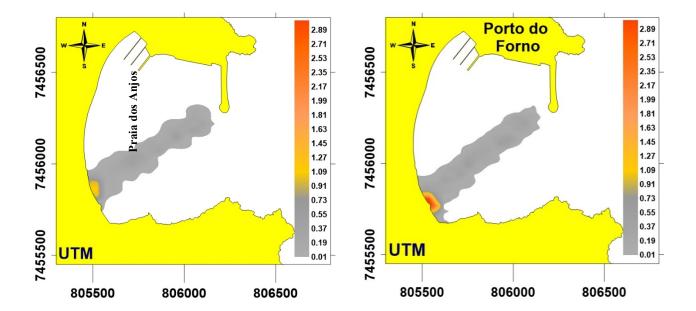


Figura 12: Modelo determinístico para vazamento de Figura 13: Após seis horas o deslocamento da óleo (136,67 m³) com ventos do quadrante N-E. Na mancha permanece o mesmo da figura anterior. Há figura acima, observa-se a forte influência do vento apenas um aumento da concentração do óleo no no deslocamento da mancha após 120 minutos do litoral. Espessura da mancha de óleo (mm). vazamento. Espessura da mancha de óleo (mm).

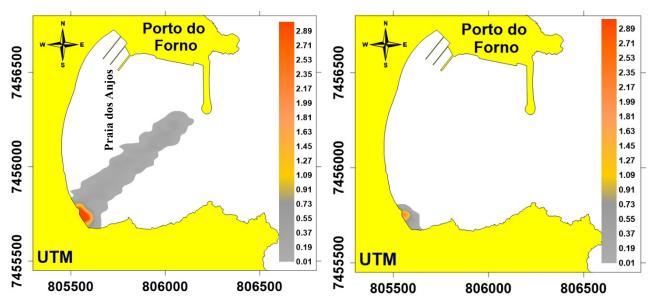


Figura 14: Após doze horas, a mancha do óleo permanece praticamente igual a figura 13. Podemos concluir que o vento permanece constante ao longo desse período. Espessura da mancha de óleo (mm).

Figura 15: Após dezesseis horas do instante inicial e quatro horas após o término do vazamento, mas permanece com alguma concentração no litoral. Espessura da mancha de óleo (mm).

DISCUSSÃO

As simulações do derrame demonstraram, pelo modelo determinístico que com ventos do quadrante SW, o óleo se concentra em grande parte dentro da área do porto num instante inicial. A outra parte se direciona para a extremidade do enrocamento, contornando-o e seguindo em direção à Ponta d'Água (figura 4). Nas figuras 5 e 6, o óleo atinge a Ponta d'Água e inicia o deslocamento para NE em virtude do vento.

Na figura 7, dezesseis horas após o instante inicial do vazamento e quatro horas após seu término, parte deste óleo se dirige a Ilha dos Porcos derivando para NE. Em todos os casos apresentados, permanece uma parcela considerável do óleo entre o cais do porto e o mole.

Com ventos de pouca intensidade, nota-se uma pequena dispersão do óleo sobre a superfície da água ao longo das 12 horas de simulação. A mancha se move de acordo com a maré.

No instante após quatro horas do início do vazamento (figura 9), a mancha do óleo chega a ultrapassar o mole. No instante seguinte (figura 10), move-se no sentido oposto em virtude de a maré estar enchendo. Desde o instante inicial até 8 horas após o vazamento, a mancha apenas aumenta seu perímetro e sua espessura diminui com o tempo.

Somente após 12 horas (figura 11) é que a mancha toca o mole do Porto do Forno em virtude da atuação do vento, mesmo com pouca intensidade (1 m/s na direção 180°), nos momentos finais da simulação.

Percebe-se, claramente, que os ventos provenientes do quadrante N-E, ventos predominantes de tempo bom, tendem a derivar as manchas de óleo para a Praia dos Anjos. O contaminante atinge o flanco sul da praia, na altura do IEAPM, cerca de 120 minutos (figura 12) após o instante inicial do derrame simulado.

Este cenário permanece por todo período. O vento tende a ser o principal fator na deriva do óleo para a Praia dos Anjos (figuras 13 e 14). Percebe-se que após 16 horas (figura 15), o óleo permanece na praia mesmo após quatro horas do término do vazamento.

CONCLUSÕES

A importância da modelagem hidrodinâmica nos estudos e projetos é inquestionável, em virtude da complexidade do ambiente que são os de água naturais, especialmente os estuários e a zona costeira adjacente das bacias hidrográficas. Ela permite uma visão dinâmica de processos nestes complexos sistemas ambientais.

Verificamos que o óleo na condição de um contaminante flutuante desloca-se com a intensidade das correntes de superfície fortemente sensíveis aos efeitos do vento.

As principais consequências do derrame nas EAC, no que tange às atividades socioeconômicas para o caso estudado, implicam em interrupções das atividades do porto, da marina dos Pescadores, da atividade pesqueira local, dos passeios turísticos e das atividades de mergulho. O cancelamento temporário de tais atividades traz sérios prejuízos à economia local.

Em relação aos impactos ambientais, um acidente desse tipo causaria efeitos indesejáveis sobre quatro compartimentos, quais sejam: praias, costões rochosos, coluna d'água e o ambiente bentônico.

Diante dos possíveis danos de caráter socioambiental advindo de um vazamento de óleo nas EAC, faz-se necessário que os responsáveis pelo mesmo se adequem às normas ambientais e de segurança vigentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Brasil. (1997). Decreto s/nº de 03 de janeiro de 1997. Dispõe sobre a criação da Reserva Extrativista Marinha do Arraial do Cabo, no Município de Arraial do Cabo, Estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/dnn/Anterior%20a%202000/1997/Dnn 5025.htm. Acesso em: 25 de fev. de 2017.

Brasil. (2014). Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 398/2008. Plano de Emergência Individual. Brasília, DF. 2008. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama/index.cfm. Acesso em: 22 de jul. de 2014.

Brasil. (2016). Ministério do Meio Ambiente. Cartas de Sensibilidade ao Óleo. Disponível em: < http://www.mma.gov.br/seguranca-quimica/cartas-de-sensibilidade-ao-oleo>. Acesso em: 18 de mar. de 2016.

Comap. (2009). Companhia Municipal de Administração Portuária. Relatório de Impacto Ambiental do Porto do Forno. 112p.

Comap. (2017). Companhia Municipal de Administração Portuária. Disponível em http://www.portodoforno.com.br/>. Acesso em: 20 de fev. de 2017.

Gurgel, F. O. M. J. (2016). Aplicações de modelagem hidrodinâmica para ações de resposta a incidentes de poluição por derrame de óleo: Estudo de caso da Enseada dos Anjos em Arraial do Cabo-RJ. 167p. Dissertação (Mestre em Engenharia Urbana e Ambiental) — Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, RJ.

Rosman, P. C. C. (2016). Sistema base de hidrodinâmica ambiental. Referência Técnica. Programa de Engenharia Oceânica da COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, 347 p. Disponível em: http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br/ sisbahia RefTec V9-1.pdf>. Acesso em: 20 de ago. de 2016.

Rosman, P. C. C. (2014). Modelo Lagrangeano para transporte de escalares passivos. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

EVALUACIÓN DE LAS TENDENCIAS DE LARGO PLAZO DE LA PRECIPITACIÓN EN LA CUENCA DEL RÍO ABURRÁ (MEDELLÍN-COLOMBIA) DURANTE EL PERÍODO 1981-2017

Alex Estupiñan y Luis F Carvajal-Serna

Universidad Nacional de Colombia-Sede Medellín-Facultad de Minas, Colombia arestupinanc@unal.edu.co, lfcarvaj@unal.edu.co

RESUMEN:

Este trabajo presenta los resultados que permiten establecer la existencia de la evidencia de cambio climático en la cuenca del Valle de Aburrá. La información utilizada proviene de la base de datos CHIRPS 2.0. La variable empleada fue la precipitación. Para el análisis de cambio climático se construyeron siete series de acuerdo a: i) precipitación máxima anual (Rx1day), ii) recuento anual de días con precipitación mayor o igual a 25 mm (R25mm) iii) precipitación máxima anual de cinco días (RX5day), iv) percentil 90, v) percentil 95, vi) percentil 98 y vii) días sin precipitación en el año. Para estimar si se presenta tendencia se empleó la prueba de Mann-Kendal para datos autocorrelacionados y la magnitud de la tendencia se estimó usando la prueba Sen. Se realizó un análisis temporal y espacial. Los resultados muestran que hay evidencia de cambio climático con tendencia positiva en la parte media alta y alta de la cuenca. Las lluvias extremas presentan una tendencia positiva con un aumento en la variabilidad. Estos resultados deben ser tenidos en cuenta para el análisis de riesgo y estimación de eventos extremos en condiciones no estacionarios.

ABSTRACT:

This job shows the results that allow to establish the existence of evidence of climate change in the Aburra Valley basin. The information used comes from the CHIRPS 2.0 database. The variable used was precipitation. For analysis of climate change seven series were constructed according to: i) maximum annual precipitation (Rx1day), ii) annual count of days with precipitation greater than or equal to 25 mm (R25mm) iii) maximum annual rainfall in five days (RX5day)), iv) 90th percentile, v) 95th percentile, vi) 98th percentile and vii) days without precipitation in the year. To estimate if there is a trend the Mann-Kendal test for autocorrelated data was used and the magnitude of the trend was estimated using the Sen test. A temporal and spatial analysis was carried out. The results show that there is evidence of climate change with a positive trend in the middle-high and high part of the basin. Extreme rains present a positive trend with an increase in variability. These results must be taken into account for the risk analysis and estimation of extreme events in non-stationary conditions.

PALABRAS CLAVES: Precipitación, cambio climático, variabilidad, eventos extremos, prueba Mann-Kendall, prueba Sen, CHIRPS.

1. INTRODUCCIÓN

El cambio climático genera múltiples efectos en la hidroclimatología del planeta, lo cual se refleja en las tendencias en la temperatura y en la precipitación, dando como resultado alteraciones en el ciclo hidrológico y en particular en la distribución espacio temporal del recurso hídrico (Gao et al., 2017). Según el IPCC (2013) es probable que para finales del siglo XXI, la temperatura global en superficie sea superior en 1.5°C a la del período entre 1850 y 1900. El IPCC determinó que el aumento de temperatura aumenta la variabilidad del ciclo hidrológico y se modifican los ecosistemas del planeta (Sayemuzzaman & Jha, 2014; Wang et al., 2014; Allan & Soden, 2008; Liang, Li, & Liu, 2011; IPCC, 2014; Sagarika, Kalra, & Ahmad, 2014)).

Estudios previos realizados en países asiáticos determinaron un patrón general creciente en la temperatura del aire, pero al analizar el patrón de precipitación se presentaron tendencias mixtas, estas diferencias indican un cambio no homogéneo en los patrones de lluvia en esta región (Wang et al., 2014b; Pingale, Khare, Jat, & Adamowski, 2014). Hegerl et al. (2015) a partir de bases de datos satelitales determinaron que se están presentando cambios en las variables que conforman el ciclo hidrológico, esos resultados obtenidos son consistentes con la respuesta de los planteamientos teóricos ante el incremento de los gases de efecto invernadero y ante las evidencias del calentamiento del planeta.

Estupiñan (2016) estudió la variabilidad y las tendencias de la precipitación en Colombia y encontró un patrón mixto en las tendencias detectadas (el 50% de las tendencias de precipitación son positivas y el 50 % restante son negativas). Estos cambios en la precipitación tienen grandes implicaciones para diversos sectores económicos del país como lo son: agricultura, ganadería y el sector hidroeléctrico, gestión de riesgos y desastres asociados a eventos hidrometeorológicos como lo son las sequias y las inundaciones.

Para poder conocer los efectos del cambio climático es indispensable conocer la variabilidad climática. La zona de interés comprende el departamento de Antioquia (Colombia), el cual está sometido a influencias de carácter climático en múltiples escalas espaciales y temporales, que condicionan las variables y las interrelaciones del ciclo hidrológico, particularmente la precipitación. Debido a esto, es necesario establecer estrategias de análisis que permitan determinar cómo se da la variabilidad de la precipitación, tanto espacial como temporalmente, y que se tenga en cuenta en las aplicaciones que tienen como insumo en el comportamiento de la hidrología en el territorio.

En cuanto a la dimensión temporal, en función de la escala de tiempo que se analice, hay factores que contribuyen a la variabilidad de la precipitación, como se puede ver en la Figura 1 (Poveda, 2004). Se puede observar que, para escalas de tiempo pequeñas, como la escala diurna, los procesos que mayor influencia tienen sobre la variabilidad temporal de la precipitación son los asociados con la variación de la temperatura del aire a lo largo del día (ciclo diurno). Para escalas medias, como la anual, se tienen procesos como el desplazamiento de la Zona de Convergencia Intertropical (ZCIT), la cual está asociada con la actividad de los vientos alisios del este, y otros fenómenos a escala regional como por ejemplo el Chorro del Chocó. Finalmente, para grandes escalas de tiempo, anual y decadal, se tienen fenómenos y sistemas como lo son el sistema El Niño (ENSO por sus siglas en inglés) y la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO por sus siglas en inglés).

Con respecto a las condiciones asociadas con la variabilidad espacial, el departamento de Antioquia al estar ubicado en la región Andina de Colombia, los gradientes climáticos tiene una gran influencia debido a la configuración orográfica (cordillera de los Andes y los valles interandinos). Se ha establecido que estos cambios no necesariamente siguen una tendencia lineal y se ha encontrado además que están relacionados con la dirección que sigue la topografía y también están relacionados con los vientos predominantes (Killeen, Douglas, Consiglio, Jørgensen, & Mejia, 2007; Espinoza et al., 2015). También se tiene la existencia el óptimo pluviográfico, el cual es uno de los rasgos más importantes para describir las variaciones de la precipitación en función de la

altitud en zonas tropicales, lo cual incluye a Colombia (Mejía et al., 1999; Anders & Nesbitt, 2015). Este rasgo corresponde a la elevación para la cual se presenta la precipitación máxima con respecto a la altitud. Este factor puede variar con respecto al nivel base de los valles (en este caso los valles interandinos) y a la circulación atmosférica local.

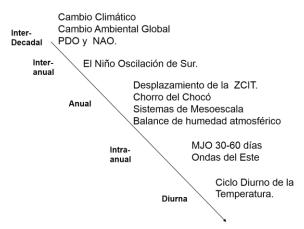


Figura 1.- Factores que contribuyen a la variabilidad de la lluvia en diferentes escalas temporales. Según Poveda (2004)

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La cuenca del rio Aburra se encuentra en el departamento de Antioquia, Colombia (75.718°-75.178° E, 6.580°-5.965° N). La cuenca tiene un área de drenaje de 1220 km2. En la región se presenta una alta variabilidad espacio temporal de la lluvia debido a la localización tropical, en particular por la migración latitudinal de la zona de convergencia intertropical (ZCIT) y también por la variabilidad altitudinal que oscila entre los 1072 y los 3172 m.s.n.m. Debido a las bajas presiones atmosféricas que durante el paso de la ZCIT se presentan dos temporadas de lluvia, la primera en el mes de mayo y la segunda con su valor máximo en el mes de octubre. En la Figura 2 se muestra la localización del área de estudio.

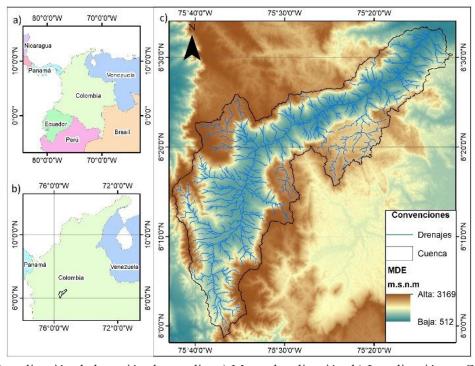


Figura 2.- Localización de la región de estudio. a) Macro localización. b) Localización en Colombia. C)

Localización de la cuenca del río Aburrá.

2.2. Información utilizada

La base de datos CHIRPS 2.0 (Climate Hazards Group InfraRed Precipitation with Station data) utiliza mediciones de infrarrojo de la duración de nubes frías, productos de la misión para la medición de lluvias tropicales (TRMM), específicamente el producto TMPA 3B42 y usa también datos en tierra de diversas instituciones a nivel mundial para generar valores de precipitación en diversas escalas temporales. La resolución espacial de la base de datos es de 0.05x 0.05 grados de longitud y latitud. La resolución temporal es diaria desde 1981 hasta el presente (Funk et al., 2015). Los datos se encuentran disponibles de forma gratuita y de fácil acceso en (ftp://ftp.chg.ucsb.edu/pub/org/chg/products/CHIRPS-2.0/).

La Base de datos CHIRPS fue diseñada explícitamente para monitorear la sequía agrícola y el cambio ambiental global sobre la tierra. Además, permite estudiar los eventos extremos históricos ocurridos en gran parte del planeta (Funk et al., 2015). Esta base de datos tiene gran potencialidad para realizar estudios hidrometeorológicos. Las principales ventajas de este producto es la continuidad temporal y la representatividad espacial (aproximadamente 5.5 km). Las bases de datos satelitales se han validado en múltiples estudios en los que se evidencia que capturan de forma adecuada la variabilidad de los campos de precipitación (Katsanos, Retalis, & Michaelides, 2016). En Colombia Urrea, Ochoa, & Mesa (2016) validaron la base de datos CHIRPS utilizando estaciones pluviométricas y determinaron que la base de datos captura de forma adecuada la variabilidad de la lluvia en las escalas diaria, mensual y anual,

En la Figura 3, se muestra la precipitación media multianual estimada con la base de datos CHIRPS para la zona de estudio. Se puede observar que la base de datos captura la variabilidad de la lluvia en el valle con zonas de precipitación máxima de 3265 mm/año y valores mínimos de 1460 mm/año. Además, se identifica claramente un campo de lluvia anisotrópico con dirección de máxima variabilidad de 45° y dirección de mínima variabilidad de 135° aproximadamente.

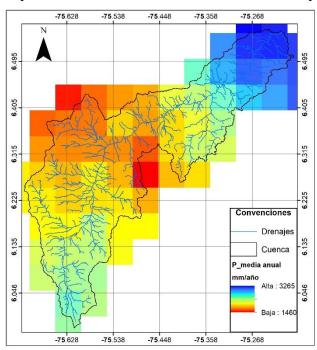


Figura 3.- Precipitación media multianual de la base de datos CHIRPS en la cuenca del rio Aburra.

2.3. Metodología

La Organización Meteorológica Mundial (WMO) y el equipo de expertos en detección de índices del cambio climático (ETCCDI) desarrollaron once índices para el análisis de la precipitación extrema (WMO, 2009). Los índices han sido ampliamente utilizados, por ejemplo

Teegavarapu & Nayak, en 2017 utilizaron los índices para analizar la precipitación extrema en La Florida a partir de los datos de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica (NOAA).

En este estudio se trabajaron los siguientes índices: i) precipitación máxima anual (Rx1day), ii) recuento anual de días con precipitación mayor o igual a 25 mm (R25mm) iii) precipitación máxima anual de cinco días (RX5day), iv) percentil 90, v) percentil 95, vi) percentil 98 y vii) días sin precipitación en el año.

Para las series de índices generadas en cada pixel de la cuenca del rio Aburra se analizaron las tendencias por medio de la prueba Mann Kendall modificada (Hamed & Ramachandra, 1998) y la magnitud de la tendencia se estimó mediante el estimador de pendiente Sen (Sen, 1968). La prueba de tendencia y estimación de la magnitud se describen a continuación.

2.3.1. Análisis de tendencia

Las pruebas de tendencias son herramientas utilizadas ampliamente en la detección de cambio climático en las series hidrológicas. Existen pruebas paramétricas las cuales se pueden aplicar cuando los datos son independientes y normalmente distribuidos, y pruebas no paramétricas como lo es la Prueba Mann Kendall la cual se aplica bajo las hipótesis de independencia y orden aleatorio de los datos (Hamed & Ramachandra, 1998). Un hecho que a menudo es ignorado es la existencia de autocorrelaciones, lo que conlleva a detectar falsas tendencias. Por tal motivo Hamed & Ramachandra (1998) proponen una modificación a la prueba Mann Kendall de la cual surge la prueba Mann Kendall para datos autocorrelacionados, la cual tiene mayor precisión en términos de significancia respecto a la versión original.

La metodología propuesta por Hamed & Ramachandra (1998) para aplicar la prueba Mann Kendall para datos autocorrelacionados es la siguiente:

Calcular el estadístico S:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j+1}^{n} \operatorname{sgn}(x_j - x_i)$$
 [1]

Donde:

$$\operatorname{sgn}\left(x_{j} - x_{i}\right) = \begin{cases} 1 & \operatorname{si } \operatorname{sgn}\left(x_{j} - x_{i}\right) > 0\\ 0 & \operatorname{si } \operatorname{sgn}\left(x_{j} - x_{i}\right) = 0\\ -1 & \operatorname{si } \operatorname{sgn}\left(x_{i} - x_{i}\right) < 0 \end{cases}$$
 [2]

Calcular la varianza de s

$$V^*(s) = \left(\frac{n(n-1)(2n+5)}{18}\right) \left(\frac{n}{n_s^*}\right)$$
 [3]

Con

$$\frac{n}{n_s^*} = 1 + \frac{2}{n(n-1)(n-2)} \sum_{i=1}^{n-1} (n-i)(n-i-1)(n-i-2) \rho_s(i)$$
 [4]

Donde:

n: Tamaño de la muestra.

 $\rho_s(i)$: Función de autocorrelacion de los rangos de observaciones.

Calcular el estadístico estandarizado Z

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{V^*(s)}} & \text{si } S > 0\\ 0 & \text{si } S = 0\\ \frac{S+1}{\sqrt{V^*(s)}} & \text{si } S < 0 \end{cases}$$
 [5]

Se rechaza la hipótesis de no tendencia si $|\mathbf{Z}|$ excede un percentil especificado de la distribución normal en este caso se utilizó α =0.05 para un 95% de confianza.

2.3.2 Estimador de pendiente Sen

El estimador de pendiente Sen (1968) es un método que cuantifica los cambios de los datos por unidad de tiempo, se puede utilizar en casos en que la tendencia puede ser asumida como lineal, por ejemplo:

$$f(t) = Qt + B ag{6}$$

Donde Q es la pendiente, B es una constante y t es el tiempo. Para obtener la estimación de Q, primero se calculan todas las pendientes considerando los pares de datos mediante la siguiente ecuación:

$$Q_i = \frac{x_i - x_k}{i - k}; 1 = 1, 2, ..., n$$
 [7]

Donde xi y xk son los datos en el tiempo j y k (j > k), respectivamente. Si hay n valores en la serie de tiempo habrá tantos como N = n(n-1)/2 pendientes estimadas Qi,. La mediana de los N valores es el estimador de la pendiente de Sen.

3. RESULTADOS

Los resultados indican que la precipitación máxima de 24 horas (Rx1day) está aumentando. Además se observa que la variabilidad es mayor, es decir que la diferencia entre el valor máximo y mínimo está aumentando. En la Figura 4 (a) se presenta la serie Rx1day del pixel que se encuentra centrado en la coordenada 75.625E, 6.025N. En este pixel la serie tiene una tendencia positiva con una pendiente de 0.28 mm/año. Este comportamiento debe ser estudiado en detalle ya que se observa un incremento significativo de los eventos extremos y considerando la impermeabilización del suelo en la parte alta y media de la cuenca, la magnitud de los eventos de caudal máximo se aumentará con la consecuencia de disminuir el período de retorno de diseño y la vida útil de la nfraestructura como vías, viviendas, línea férrea y demás infraestructura que se encuentra en las márgenes del rio Aburra.

Por otra parte, en la Figura 4 (b) se presentan la magnitud de las tendencias detectadas en la región analizada. Las tendencias significativas detectadas son positivas y oscilan entre los 0.14 a 0.65 mm/año. Se puede apreciar que las zonas de mayor tendencia están en el centro, suroccidente y su de la cuenca de estudio (ciudad de Medellín). En estos puntos se presentan zonas de bajas presiones en el día lo que genera ascensos de masas de aire provenientes del valle, estos resultados pueden ser un indicio de cambio en la circulación de corrientes de viento con alto contenido de humedad que se están acumulando al norte y al este de la cuenca hidrográfica.

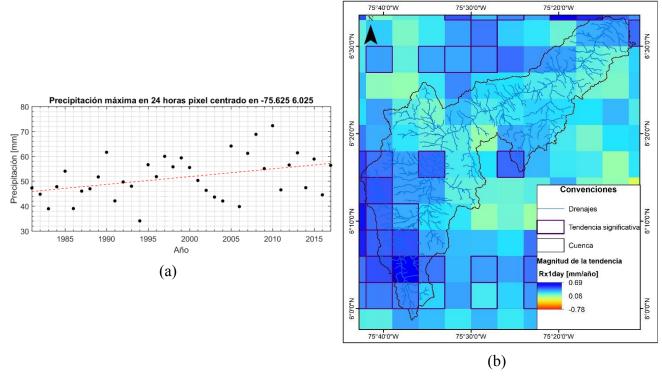


Figura 4.- (a) Serie Rx1day para el pixel centrado en la coordenada 75.625E, 6.025N. (b) Magnitud de las tendencias encontradas con la prueba Mann Kendall y estimador Sen del índice Rx1day.

Al analizar el índice R25mm del pixel centrado en la coordenada 75.625E, 6.025N, se encontró que el número de días en el año con lluvias mayores a 25mm no tiene una tendencia significativa, es decir, que se acepta la hipótesis nula de la prueba Man Kendall. Además, se puede observar en la Figura 5 (a) que en el 46% de los años se presenta solo 2 días con lluvias mayores o iguales a 25 mm. En la Figura 5 (b) se presenta la serie Rx5day para el pixel centrado en la coordenada 75.625E, 6.025N, en este pixel se determinó por medio de la prueba Man Kendal que el Rx5day presenta una tendencia positiva y mediante el estimador de pendiente Sen se estimó que la magnitud de la tendencia es de 0.48 mm/año

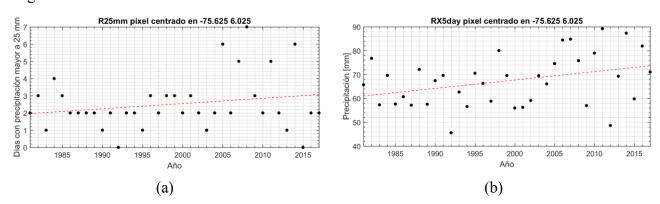


Figura 5.- (a) Serie R25mm (b) serie Rx5day para el pixel centrado en la coordenada 75.625E, 6.025N.

La Figura 6 (a) presenta la magnitud de las tendencias del índice R25mm. El 4.4% de las series analizadas presentan tendencias crecientes con pendiente máxima de 0.31 días por año, el 0.6% presentó tendencia negativa y el 95% restante no presenta tendencias para una significancia del 5%. Por otra parte la Figura 6 (b) ilustra las magnitudes de las tendencias detectadas en las series Rx5day. El 12.1% de las series tienen tendencias significativas positivas, es decir, que la lluvia máxima de 5 días esta aumentante a una tasa que oscila entre los 0.29-1.11 mm/año.

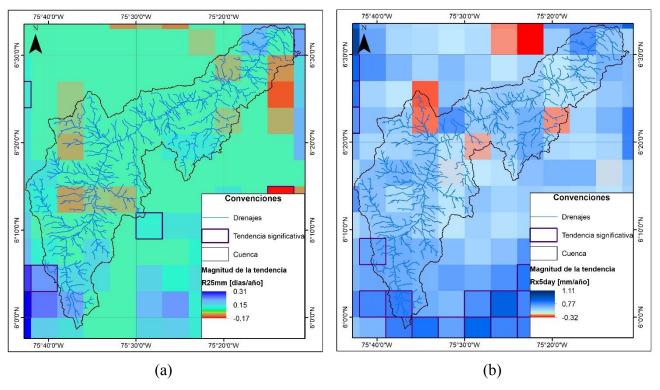


Figura 6.- (a) Magnitud de las tendencias encontradas del índice R25mm. (b) Magnitud de las tendencias encontradas del índice Rx5day.

El análisis de percentiles de lluvia extrema permite determinar si la magnitud de los eventos extremos varía con tiempo. En la Figura 7 se presenta el análisis de tendencia de las series de percentil 90 y 95 del pixel de la base de datos CHIRPS centrado en la coordenada 75.625E, 6.025N. Se puede observar que la serie de percentil 90 no tiene tendencia, mientras que la serie del percentil 95 presenta una leve tendencia decreciente que no es estadísticamente significativa. También se aprecia que el rango de variabilidad de las dos series está incrementándose (varianza de la serie). El cambio de varianza puede tener como consecuencia la no estacionariedad de las curvas intesidad-frecuencia-duración para cortas duraciones.

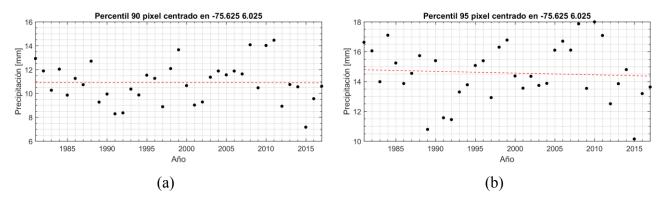


Figura 7.- (a) Percentil 90 (b) percentil 95 para el pixel centrado en la coordenada 75.625E, 6.025N.

En la Figura 8 (a) se presenta la magnitud de las tendencias de la serie del percentil 90, se determinó que el 2.2% de las series analizadas presentan tendencias crecientes con pendiente máxima de 0.095 mm/año, el 97.8% las tendencias no son estadísticamente significativas para una significancia del 5%. La Figura 8 (b) muestra las magnitudes de las tendencias detectadas de las series del percentil 95, se encontró que en el 4.4% de las series tiene tendencias significativas positivas.

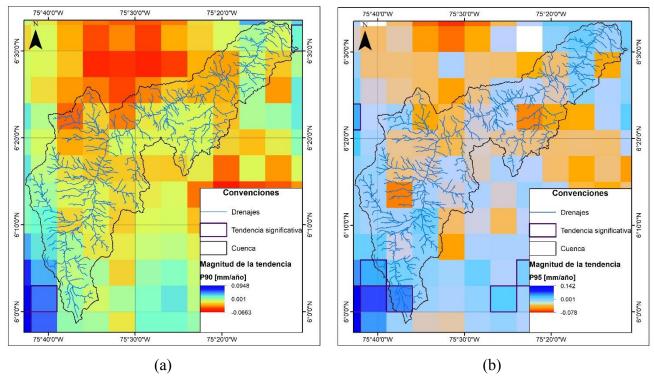


Figura 8.- (a) Magnitud de las tendencias encontradas del percentil 90. (b) Magnitud de las tendencias encontradas del percentil 95.

La serie del percentil 98 del pixel centrado en la coordenada 75.625E, 6.025N se presenta en la Figura 9 (a). Se encontró que en este pixel hay una tendencia leve positiva, además la serie presenta un considerable aumento de variabilidad. Por otra parte, en la Figura 9 (b) se presenta la serie de días sin lluvia, en esta serie también se presenta una tendencia positiva no significativa. En este caso en particular se observa una disminución de la variabilidad de los días sin lluvia. Los patrones espaciales de los dos indicadores se presentan en la Figura 10. Se determinó que se presenta tendencia en el 7.7% de las series y que las localizaciones de las tendencias para cada indicador no son iguales.

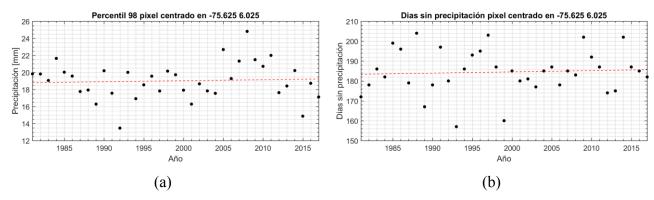


Figura 9.- (a) Percentil 98 (b) Días sin precipitación para el pixel centrado en la coordenada 75.625E, 6.025N.

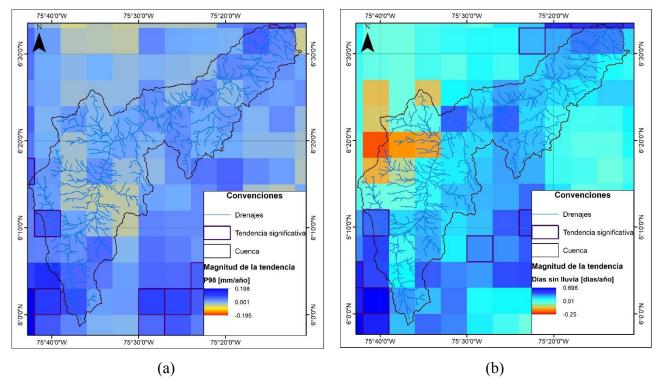


Figura 10.- (a) Magnitud de las tendencias encontradas del percentil 98. (b) Magnitud de las tendencias de los días sin lluvias.

4. CONCLUSIONES

Se determinó que la variabilidad de la lluvia en escala anual presenta un campo anisotrópico con dirección de máxima variabilidad a los 45° y dirección de mínima variabilidad a los 135°.

Las tendencias de la precipitación máxima anual (Rx1day) en la zona de estudio, es consistente con la de estudios similares realizados en otras regiones. En el 24% del área se presenta tendencias crecientes y en el 76% no hay evidencia de tendencias en la precipitación para un nivel de significancia del 5%. Se tiene un agrupamiento de las tendencias detectadas en la parte alta de la cuenca, en general en las laderas de la divisoria y en un pixel en el valle el cual se encuentra en la zona más urbanizada de la cuenca (Medellín).

El indicador de los días con precipitación mayor a 25 mm al año (R25mm) presenta tendencias positivas en el 5% de las series. El 95% restante no tiene una tendencia estadísticamente significativa. Se debe tener en cuenta que este indicador puede no ser el más óptimo para evaluar cambios en la lluvia por si solo, ya que en regiones históricamente lluviosas se pueden tener varios valores al año con este valor, pero en zonas áridas probablemente no se presenten valores mayores a 25 mm, es por ello que se recomienda calcular un umbral de lluvia significativo de cada región.

El Rx5day permitió determinar que en la región de estudio donde hay tendencia está incrementándose la lluvia acumulada de 5 días. La distribución espacial de las tendencias presenta un agrupamiento al sur de la cuenca hidrográfica pero no fue posible determinar la razón de dicho agrupamiento.

El análisis de tendencias para las series de percentiles permitió evidenciar que las series de precipitación extrema son las que más están siendo afectadas por el calentamiento global. Aunque no en todas las series se determinó una tendencia se logró poner en evidencia que la variabilidad de las series de los percentiles analizados está aumentando.

En general se puede concluir que en la cuenca hidrográfica y zonas aledañas se presentan tendencias positivas que incrementan la lluvia o no se presentan tendencias significativas. Si este comportamiento continua los eventos de precipitación serán más fuertes y esto generara que las

crecientes sean más grandes lo que incrementara el riesgo de inundación y disminución de la vida útil de la infraestructura en la cuenca del río Aburra.

REFERENCIAS

- Allan, R. P., & Soden, B. J. (2008). Atmospheric Warming and the Amplification of Precipitation Extremes. *Science*, 321(5895), 1481–1484. https://doi.org/10.1126/science.1160787
- Anders, A. M., & Nesbitt, S. W. (2015). Altitudinal Precipitation Gradients in the Tropics from Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) Precipitation Radar. *Journal of Hydrometeorology*, 16(1), 441–448. https://doi.org/10.1175/JHM-D-14-0178.1
- Espinoza, J. C., Chavez, S., Ronchail, J., Junquas, C., Takahashi, K., & Lavado, W. (2015). Rainfall hotspots over the southern tropical Andes: Spatial distribution, rainfall intensity, and relations with large-scale atmospheric circulation. *Water Resources Research*, *51*(5), 3459–3475. https://doi.org/10.1002/2014WR016273
- Estupiñan, A. (2016). *Estudio de la variabilidad espacio temporal de la precipitación en Colombia* -. Universidad Nacional de Colombia. Retrieved from http://www.bdigital.unal.edu.co/54014/
- Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., ... Washington, R. (2015). The climate hazards infrared precipitation with stations—a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, *2*, 150066. https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66
- Gao, R., Li, F., Wang, X., Liu, T., Du, D., & Bai, Y. (2017). Spatiotemporal variations in precipitation across the Chinese Mongolian plateau over the past half century. *Atmospheric Research*, 193, 204–215. https://doi.org/10.1016/J.ATMOSRES.2017.04.014
- Hamed, K. H., & Ramachandra, A. (1998). A modified Mann-Kendall trend test for autocorrelated data. *Journal of Hydrology*, 204(1–4), 182–196. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00125-X
- Hegerl, G. C., Black, E., Allan, R. P., Ingram, W. J., Polson, D., Trenberth, K. E., ... Zhang, X. (2015). Challenges in Quantifying Changes in the Global Water Cycle. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 96(7), 1097–1115. https://doi.org/10.1175/BAMS-D-13-00212.1
- Intergovernmental Panel on Climate Change, (IPCC). (2014). Detection and Attribution of Climate Change: from Global to Regional. In Intergovernmental Panel on Climate Change (Ed.), *Climate Change 2013 The Physical Science Basis* (pp. 867–952). Cambridge: Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.022
- IPCC. (2013). *CAMBIO CLIMATICO 2013. Base de ciencia física*. Retrieved from http://www.climatechange2013.org/images/uploads/ar5_wg1_headlines_es.pdf
- Katsanos, D., Retalis, A., & Michaelides, S. (2016). Validation of a high-resolution precipitation database (CHIRPS) over Cyprus for a 30-year period. *Atmospheric Research*, *169*, 459–464. https://doi.org/10.1016/J.ATMOSRES.2015.05.015
- Killeen, T. J., Douglas, M., Consiglio, T., Jørgensen, P. M., & Mejia, J. (2007). Dry spots and wet spots in the Andean hotspot. *Journal of Biogeography*, 34(8), 1357–1373. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01682.x
- Liang, L., Li, L., & Liu, Q. (2011). Precipitation variability in Northeast China from 1961 to 2008. *Journal of Hydrology*, 404(1–2), 67–76. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.04.020
- Mejía, F., Mesa, Ó., Poveda, G., Vélez, J., Hoyos, C., Mantilla, R., ... Botero, B. (1999). Distribución espacial y ciclos anual y semianual de la precipitación en Colombia (Vol. 127, pp. 7–15). XIV Seminario de Hidráulica e Hidrología: Villa de Leyva. Retrieved from http://www.academia.edu/410125/STRIBUCION_ESPACIAL_Y_CICLOS_ANUAL_Y_SE MIANUAL DE LA PRECIPITACION EN COLOMBIA
- Pingale, S. M., Khare, D., Jat, M. K., & Adamowski, J. (2014). Spatial and temporal trends of mean and extreme rainfall and temperature for the 33 urban centers of the arid and semi-arid state of Rajasthan, India. *Atmospheric Research*, 138, 73–90. https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2013.10.024

- Poveda, G. (2004). La hidroclimatología de Colombia: una síntesis desde la escala inter-decadal hasta la escala diurna. *Revista Academia Colombiana de Ciencias*, 28(0370–3908), 201–222.
- Sagarika, S., Kalra, A., & Ahmad, S. (2014). Evaluating the effect of persistence on long-term trends and analyzing step changes in streamflows of the continental United States. *Journal of Hydrology*, 517, 36–53. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.05.002
- Sayemuzzaman, M., & Jha, M. K. (2014). Seasonal and annual precipitation time series trend analysis in North Carolina, United States. *Atmospheric Research*, *137*, 183–194. https://doi.org/10.1016/J.ATMOSRES.2013.10.012
- Sen, P. K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's Tau. *Journal of the American Statistical Association*, 63(324), 1379–1389. Retrieved from http://www.jstor.org/discover/10.2307/2285891?uid=2&uid=4&sid=21104138338827
- Teegavarapu, R. S. V., & Nayak, A. (2017). Evaluation of long-term trends in extreme precipitation: Implications of in-filled historical data use for analysis. *Journal of Hydrology*, 550, 616–634. https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2017.05.030
- Urrea, V., Ochoa, A., & Mesa, O. (2016). VALIDACIÓN DE LA BASE DE DATOS DE PRECIPITACIÓN CHIRPS PARA COLOMBIA A ESCALA DIARIA, MENSUAL Y ANUAL EN EL PERIODO 1981-2014. In *XXVII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA LIMA, PERÚ, 28 AL 30 DE SETIEMBRE DE 2016*. Lima, Peru. Retrieved from https://www.researchgate.net/publication/310844678_Validacion_de_la_base_de_datos_de_precipitacion_CHIRPS_para_Colombia_a_escala_diaria_mensual_y_anual_en_el_periodo_1981-2014
- Wang, X., Yang, X., Liu, T., Li, F., Gao, R., Duan, L., & Luo, Y. (2014a). Trend and extreme occurrence of precipitation in a mid-latitude Eurasian steppe watershed at various time scales. *Hydrological Processes*, 28(22), 5547–5560. https://doi.org/10.1002/hyp.10054
- Wang, X., Yang, X., Liu, T., Li, F., Gao, R., Duan, L., & Luo, Y. (2014b). Trend and extreme occurrence of precipitation in a mid-latitude Eurasian steppe watershed at various time scales. *Hydrological Processes*, 28(22), 5547–5560. https://doi.org/10.1002/hyp.10054
- WMO. (2009). Guidelines on Analysis of Extremes in a Changing Climate in support of Informed Decisions for Adaptation. Retrieved from http://www.ecad.eu/documents/WCDMP 72 TD 1500 en 1.pdf

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

REMOCIÓN DE COLORANTES TEXTILES EN DESCARGAS DE AGUA INDUSTRIAL POR ELECTROCOAGULACIÓN

Lilia Margarita Herrera Ibarra¹, Rafael Lucho Chigo², Luis Armando de la Peña Arellano³, Alfredo Martínez Roldán⁴, María Dolores Josefina Rodríguez Rosales⁵

1. 2, 3, 4, 5 Maestría en Sistemas Ambientales/División de Estudios de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico de Durango., México. ¹liliahi_92@hotmail.com, ²posgradosisamb@gmail.com, ³herrdelapena@gmail.com, ⁴ajmartinezroldan@gmail.com, ⁵mdjrr1958@gmail.com

RESUMEN:

La industria textil es de las mayores contaminantes en términos de volumen de descarga y características. Este tipo de efluentes se caracterizan por contener colorantes textiles y químicos asistentes de teñido que hacen de estos efluentes muy difíciles de tratar debido a la complejidad de sus moléculas que difícultan su degradación. En la actualidad se ha comprobado que los procesos fisicoquímicos tales como la electrocoagulación son altamente eficientes para el tratamiento de este tipo de efluentes. En este estudio se evaluó el proceso de electrocoagulación para el tratamiento de un agua sintética preparada con colorantes textiles. Se probó la mezcla de 3 diferentes tipos de colorantes: Azul de metileno, Amarillo reactivo 145 y Negro reactivo 5. Se utilizó un reactor de forma rectangular, construido de vidrio con 2 electrodos de hierro. El área total de reacción de las placas de hierro fue equivalente a 465.6 cm². El volumen de solución tratado por experimento fue de 2 L. La concentración de colorante, conductividad y densidad de corriente fueron seleccionadas como variables de control en el proceso. Se prepararon soluciones con concentraciones de colorante de 25, 112.5 y 200 ppm y con concentraciones de 2, 3 y 4 g/L de NaCl. Los amperajes fueron de 4, 5 y 6 A. Se realizaron 20 experimentos en total. El proceso removió para la mezcla de los 3 colorantes entre el 86 y 98% de colorante en 5 minutos de reacción.

ABSTRACT:

The textile industry is one of the biggest polluters in terms of volume of discharge and characteristics. This type of effluents are characterized by containing textile dyes and chemical dye assistants that make these effluents very difficult to treat due to the complexity of their molecules that hinder their degradation. It has been proven that physicochemical processes such as electrocoagulation are highly efficient for the treatment of this type of effluents. In this study, the electrocoagulation process was evaluated for the treatment of a synthetic water prepared with textile dyes. The mixture of 3 different types of dyes was tested: Methylene blue, Reactive yellow 145 and Reactive black 5. A rectangular shaped reactor was used, constructed of glass with 2 iron electrodes. The total reaction area of the iron plates was equivalent to 465.6 cm2. The volume of solution treated per experiment was 2 L. The concentration of dye, conductivity and current density were selected as control variables in the process. Solutions were prepared with dye concentrations of 25, 112.5 and 200 ppm and with concentrations of 2, 3 and 4 g/L of NaCl. The amperages were 4, 5 and 6 A. A total of 20 experiments were performed. The process removed for the mixture of the 3 dyes between 86 and 98% of dye in 5 minutes of reaction.

PALABRAS CLAVES: Electrocoagulación, Colorantes textiles, Electrodos de hierro

INTRODUCCIÓN

La industria textil es de las mayores contaminantes en términos de volumen de descarga y características. La preparación de los colorantes y las operaciones de tinturado y acabado de las telas contribuyen a la complejidad total de los efluentes haciendo de estos efluentes muy difíciles de tratar. Debido al contenido de color de los efluentes se genera una interferencia del paso de luz en los cuerpos de agua receptores generando daños y disturbios en los procesos biológicos que ahí se presentan (Shore, 1995). Además, los efluentes de la industria textil contienen asistentes de teñido tales como (limpiadores, blanqueadores, ablandadores, ácidos, agentes anti incrustación, gran cantidad de sales, etc.), que son en la mayoría de sus casos agentes biológicos inhibidores, tóxicos o elementos refractantes lo que genera un impacto eco toxicológico importante en los cuerpos de agua receptores (Arslan-Alaton, 2003).

En la actualidad se ha comprobado que los procesos fisicoquímicos tales como la electrocoagulación son altamente eficientes para el tratamiento de este tipo de efluentes. La electrocoagulación es un proceso complejo con múltiples mecanismos operando sinérgicamente para remover contaminantes en el agua (Holt et al., 2002). El proceso se basa en la aplicación de una corriente eléctrica que genera coagulantes in situ, iones metálicos en el ánodo e hidroxilos en el cátodo, que al unirse se desestabilizan formando un precipitado capaz de arrastrar por adsorción o precipitación los contaminantes en solución y se caracteriza por una escasa producción de lodo, el nulo requerimiento de químicos y por su fácil operación. (Orozco & Castro, 2012).

OBJETIVO

Evaluar la remoción de una mezcla de 3 colorantes textiles al aplicar la electrocoagulación a nivel laboratorio para tratar aguas sintéticas.

METODOLOGÍA

Preparación de soluciones

Para la evaluación del proceso de electrocoagulación para el tratamiento de agua sintética se prepararon soluciones con concentraciones de 25, 112.5 y 200 ppm utilizando los colorantes textiles azul de metileno, amarillo reactivo 145 y negro reactivo 5 en partes iguales.

Para controlar la conductividad se utilizó NaCl en concentraciones de 2, 3 y 4 g/L, equivalentes a conductividades de ≈ 3700 , ≈ 5600 y ≈ 7200 µs/cm respectivamente.

Ambos reactivos (3 colorantes y NaCl) se pesaron en una balanza analítica y una vez pesados se disolvieron en 2 L de agua de grifo. Se agito vigorosamente la solución hasta su mezcla.

Electrodos de sacrificio

Para el estudio se utilizaron como electrodos de sacrificio 2 placas de hierro con dimensiones de 10cm de largo, 0.4 cm de ancho y 15 cm de alto con un área total de reacción de 465.6 cm². La separación entre ellas fue de 1 cm. Como fuente de poder se utilizó un rectificador eléctrico marca NOVAK modelo DCe25-12-X al cual se conectaron los electrodos (Figura 1).



Figura 1.- Diagrama del sistema de tratamiento utilizado

Reactor de electrocoagulación

Las muestras fueron sometidas a tratamiento en un reactor rectangular de vidrio tipo batch con dimensiones de 12 cm de largo, 14.5 cm de ancho y 15 cm de alto con una capacidad de 2 L. El diagrama del sistema de tratamiento usado en el estudio se muestra en la Figura 2.

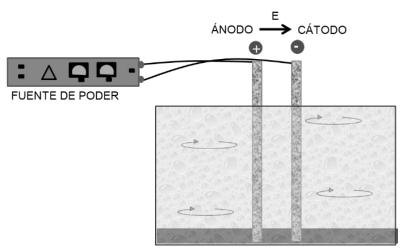


Figura 2.- Diagrama del sistema de tratamiento utilizado

Diseño de experimentos

Se realizó un diseño experimental factorial en el que fueron seleccionadas como variables de control en el proceso la concentración de colorante, la conductividad y la densidad de corriente, para observar sus efectos en la remoción de color. Como variables de respuesta se consideró el porcentaje de remoción de color basado en absorbancia. Se realizaron un total de 20 experimentos incluyendo puntos centrales. Todos los experimentos se llevaron a cabo a temperatura ambiente (23 \pm 2°C) y con una agitación constante de 70 rpm y se realizaron por duplicado.

Desarrollo de experimentos

Para el desarrollo de los experimentos se colocó un volumen de 2 L de la muestra sintética con colorantes dentro del reactor y se comenzó a dejar fluir la corriente eléctrica durante un tiempo de 10 minutos, se tomaron alícuotas de 10 ml cada minuto para realizarles la medición de absorbancia, las mediciones se realizaron en un espectrofotómetro de luz visible modelo HATCH DC/4000V.

RESULTADOS

Tiempo óptimo de reacción

Para conocer el tiempo óptimo de la reacción para la mezcla de colorantes se realizaron curvas de relación entre el tiempo de reacción y el porcentaje de remoción de color en cada uno de los experimentos (Figura 3).

Se observa que para los experimentos de la mezcla de colorantes sometidos a la electrocoagulación todos cumplen con un comportamiento similar, en el que a los 5 minutos de reacción alcanzan sus niveles máximos de remoción, es por eso que se toma ese tiempo como óptimo ya que a partir de ese momento las remociones subsecuentes ya no son significativas y ya no es recomendable continuar con la reacción por más tiempo, evitando así gastos innecesarios de energía consumida. La remoción alcanzada a los 5 minutos para cada uno de los experimentos se reporta en la Tabla 1.

En la Figura 4 se muestran las alícuotas que se fueron tomando cada minuto y se observa claramente la remoción de color gradual a través del tiempo. Se corrobora que a partir del minuto 5 de reacción no hay remoción significativa que amerite continuar con la reacción.

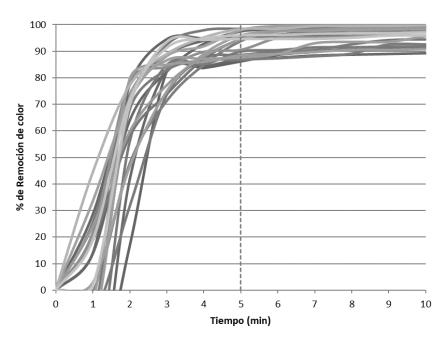


Figura 3.- Tiempo óptimo de reacción para mezcla de colorantes

Tabla 1.- Remociones de colorante alcanzadas a los 5 minutos de reacción

	Condicione	s del expe		
No. De	[] Colorante	[] Sal	Amperaje	% de remoción de
experimento	ppm	g/L	A	colorante a los 5 min.
1	112.5	3	5	95
2	112.5	3	5	95.21
3	25	4	4	86.98
4	25	4	4	86.15
5	200	4	6	97.54
6	200	4	6	98.46
7	25	2	4	89.84
8	25	2	4	88.5
9	200	4	4	93.85
10	200	4	4	94.57
11	25	4	6	86.85
12	25	4	6	90.57
13	25	2	6	87.67
14	25	2	6	88.47
15	200	2	4	95.86
16	200	2	4	94.41
17	200	2	6	97.9
18	200	2	6	98.28
19	112.5	3	5	94.72
20	112.5	3	5	96.05

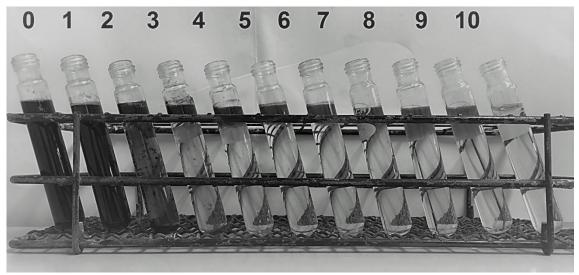


Figura 4.- Remoción de color gradual a través del tiempo.

Cinética de reacción

Se supone que el proceso de electrocoagulación sufre una reacción de primer orden. Por lo tanto, la velocidad de reacción de un proceso de este tipo puede ser expresada haciendo un balance de masa diferencial en las especies reactivas (Ec. 1). Mediante integración se obtiene el modelo (Ec. 2) dónde: Co es la concentración inicial de colorante (ppm), C es la concentración al tiempo t (ppm), k es la constante de velocidad de primer orden (ppm/s), A es el área activa del ánodo (m²), t es el tiempo de electrolisis (s) y Vs es el volumen de la solución tratada (m³).

$$-V_{S}\frac{dC}{dt} = kAC$$
 [1]

$$ln\frac{c_o}{c} = \frac{kAt}{V_c}$$
 [2]

Los resultados de la Tabla 2 describen la velocidad con la que se llevan a cabo las reacciones de electrocoagulación para cada una de las concentraciones de mezcla de colorantes puesta a prueba, se observa que las cinéticas varían en cada concentración y a mayor concentración de colorante mayor velocidad de remoción.

Tabla 2.- Cinética de electrocoagulación (ppm/s)

Muestra	Concentración de colorante (ppm)			
	25	112.5	200	
Mezcla de colorantes	0.0005	0.0007	0.0008	

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de la varianza (ANOVA) al diseño de experimentos usando para esto el software estadístico JMP® 10 para evaluar los efectos de cada variable en la remoción del colorante (Tablas 3 y 4).

Tabla 3.- Análisis de la varianza para remoción de colorante

R cuadrado	0.900015
R cuadrado ajustado	0.853869
Raíz del error cuadrático medio	1.603365
Media de respuesta	92.759
Observaciones (o suma de pesos)	20

Tabla 4.- Prueba de efectos

Fuente	N parámetros	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Razón F	Prob > F
[] Sal	1	1	2.22010	0.8636	0.3697
[] Colorante	1	1	270.93160	105.3889	<.0001*
Corriente eléctrica	1	1	15.17103	5.9013	0.0304*
[]Sal*[]Color	1	1	0.22562	0.0878	0.7717
[]Sal*Corriente eléctrica	1	1	4.16160	1.6188	0.2255
[]Color*Corriente eléctrica	1	1	8.12250	3.1595	0.0989

Del análisis estadístico se concluye que los factores con influencia dentro del proceso de electrocoagulación para remoción de colorantes son la concentración de colorantes en la solución y la corriente eléctrica que se aplique al sistema. La cantidad de NaCl agregada a la solución y por ende la conductividad de la misma no tiene un efecto significativo en la remoción de los colorantes.

Masa de metal consumido en el proceso

Realizando un despeje en la ecuación de la Ley de Faraday se encuentra la ecuación para el cálculo de la masa de metal que se consume durante la electrocoagulación (Ec.3) dónde: m es la masa del electrodo (g), i es la corriente eléctrica (A), t es el tiempo de electrólisis (s), M es el peso molecular específico del electrodo (g mol-L), n es el número de electrones involucrados en la reacción, V es el volumen de solución (L) y F es la constante de Faraday (96485.34 mol-L).

$$m = \frac{i \cdot t \cdot M}{F \cdot n \cdot V} \tag{3}$$

La masa de metal consumido de los electrodos de sacrificio en el proceso a cada uno de los amperajes aplicados se muestra en la Tabla 5, se observa que, a mayor amperaje aplicado en el sistema, mayor es la masa de metal consumido.

Tabla 5.- Masa de metal consumido en el proceso

Tiempo de electrólisis	Corriente eléctrica	Masa de metal consumido	
min	A	g/l	
	4	0.174	
5	5	0.217	
	6	0.260	

CONCLUSIONES

La electrocoagulación resulta ser una alternativa viable de tratamiento para remoción de colorantes textiles, obteniéndose porcentajes de remoción en la mayoría de los casos superiores al 90%.

Las muestras a tratar no requieren tratamientos rigurosos antes del tratamiento electroquímico.

Para la remoción de colorante en agua sintética preparada a partir de una mezcla en partes iguales de azul de metileno, amarillo reactivo 145 y negro reactivo 5 utilizando electrocoagulación se pueden obtener remociones arriba del 85% a los 5 minutos de reacción (Ver Tabla 1).

Para una remoción máxima de 98.28% de colorante en la solución las condiciones óptimas de tratamiento son: Tiempo: 5 min., [] Colorante: 200 ppm., [] Sal: 3 g/L., Corriente eléctrica aplicada: 6 A.

La remoción del colorante se ve influenciada por la concentración del mismo y la corriente eléctrica que se aplica en el proceso para su tratamiento. La conductividad de la solución no tiene efecto significativo en la remoción del colorante (Ver Tabla 4).

REFERENCIAS

Arslan-Alaton, I. (2003). "A review of the effects of dye-assisting chemicals on advanced oxidation of reactive dyes in wastewater." Coloration Technology, 119(6), 345–353. https://doi.org/10.1111/j.1478-4408.2003.tb00196.x

Holt, P. K., Barton, G. W., Wark, M., & Mitchell, C. A. (2002). "A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation." Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects, 211(2–3), 233–248. https://doi.org/10.1016/S0927-7757(02)00285-6

Orozco, A. L., & Castro, S. P. (2012). "Remoción de color en aguas residuales del proceso de tinturado de una curtiembre mediante electrocoagulación." Ingenium, 6(12), 51–58.

Shore, J. (1995). Cellulosics dyeing. Bradford, West Yorkshire: Society of Dyers and Colourists.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA PARA LA GESTIÓN DEL RECURSO HÍDRICO. CASO ESTUDIO CUENCA MATANZA RIACHUELO

Mónica Salvioli, Verónica Guerrero Borges, Guillermo Larrivey, Marcos Cipponeri
UIDET Gestión Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata, calle 47 N°200, La Plata,
Argentina, msalvioli@ing.unlp.edu.ar;veronica.guerrero@ing.unlp.edu.ar; glarrivey@ing.unlp.edu.ar;
mcipponeri@ing.unlp.edu.ar

RESUMEN:

Este trabajo presenta el desarrollo metodológico de un índice de calidad del agua superficial (ICAsup) específico para las cuencas de la vertiente del Plata (CVdP), Provincia de Buenos Aires, Argentina, y los resultados de su aplicación. Se trata de cuencas con un notable nivel de intervención antrópica, donde se destaca la urbanización, el uso industrial y rural. El objetivo fue diseñar una herramienta de síntesis y de gestión sobre el estado o condición de la calidad del agua superficial vinculada con la ocupación efectiva del territorio en las CVdP, capaz de brindar un análisis espacio temporal de la calidad fisicoquímica y microbiológica del recurso, de transmitir y comunicar resultados y de evaluar la eficiencia de programas de gestión ambiental a escala de cuenca. Como caso de estudio se ha utilizado la Cuenca del río Matanza-Riachuelo (CMR), donde se obtuvieron valores del ICAsup entre los rangos de calidad muy malo y malo. El ICAsup fue correlacionado con dos tipos de índices antecedentes: el Índice de la Fundación Nacional de Saneamiento (INSF) (Brown et al., 1970) y el Índice Biótico para Ríos Pampeanos (IBPamp - Rodríguez Capítulo et al., 2001); los resultados, coherentes y consistentes, permitieron validar el índice desarrollado.

ABSTRACT:

This paper presents the methodological development of a surface water quality specific index (ICAsup) in La Plata river basins (CVdP), Province of Buenos Aires, Argentina, and the results of its application. These are watersheds with a remarkable level of anthropic intervention of urbanization, industrial and rural land use. The objective was to design a management tool on the status or condition of surface water linked to the effective occupation of the territory in the CVdP. This Index was designed to be capable of providing a spatio-temporal analysis of the physicochemical and microbiological behavior, and also to transmit and communicate the results and evaluate the efficiency of environmental management programs at the basin scale. As a case study, the Matanza-Riachuelo River Basin (CMR) was used. The index results obtained were between very bad and bad conditions. The ICAsup was correlated with two types of antecedents: the Index of the National Sanitation Foundation (INSF) (Brown et al., 1970) and the Biótico Index for Pampas Rivers (IBPamp - Rodríguez Chapter et al., 2001); the results were coherent and consistent, allowing the validation of the developed index.

PALABRAS CLAVES: índices de calidad de agua, gestión de cuencas hídricas, vertiente Río de la Plata

INTRODUCCIÓN

"Las cuencas constituyen un área en donde interdependen e interactúan, en un proceso permanente y dinámico, el agua con los sistemas físico y biótico" (Dourojeanni, A. *et al.*, 2002). Se trata de sistemas donde interactúan factores naturales cuya dinámica permiten el aprovechamiento productivo y de servicios por parte del hombre. Por lo tanto, en una cuenca se identifican componentes tanto naturales como antrópicos. En este contexto, la calidad del agua superficial se encuentra condicionada por un conjunto variado de procesos naturales y de actividades humanas que interaccionan entre sí de manera directa e indirecta, por consiguiente, la misma se vincula con el recurso hídrico en sí mismo y con los diferentes usos del territorio que se desarrollan en una cuenca.

La evaluación de la calidad del agua superficial es una estrategia significativa en la planificación y ordenamiento de los usos del suelo y en el establecimiento de medidas estructurales y no estructurales de gestión que tengan como objetivo minimizar el estado de degradación ambiental y mejorar la calidad de vida de la población asociada. En especial en aquellas cuencas de carácter predominantemente urbano.

En este marco, los Índices de Calidad del Agua (ICA) superficial, son instrumentos de gestión útiles para conocer el estado del recurso, analizar la evolución o tendencias espacio-temporales, la eficiencia de programas en ejecución (ej.: control de contaminación industrial, saneamiento de basurales, limpieza de márgenes, servicios de infraestructura de agua potable y cloacas, entre otros). Estos índices a su vez, sirven para comunicar de una manera sencilla y de fácil interpretación el estado general del recurso. La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE, 1998) define el concepto de índice como un conjunto agregado o ponderado de parámetros o indicadores, los cuales reducen la información multiparamétrica en un único valor de calidad de fácil interpretación y capacidad de comparación espacio temporal. Se destaca que la información suministrada por los ICA responde a los objetivos de calidad particulares que se pretenden evaluar, que deben definirse previo a su diseño, y que a su vez determinan los parámetros que lo conforman. Si el diseño del ICA es adecuado, el valor obtenido puede representar el estado del sistema, detectar tendencias y ser comparable con otras situaciones; por esta razón, la aplicación de ICAs elaborados *ad hoc* para el recurso hídrico estudiado es más útil que la aplicación de índices antecedentes desarrollados para otros contextos.

Este trabajo presenta el desarrollo metodológico de un ICA específico para las cuencas de la vertiente del Plata (CVdP), Provincia de Buenos Aires, y los resultados de su aplicación. En líneas generales se trata de cuencas con un notable nivel de intervención antrópica, donde se destaca la urbanización, el uso industrial y rural, cuya dominancia y espacialidad varía según la cuenca evaluada. Como caso de estudio se ha utilizado la Cuenca del río Matanza-Riachuelo (CMR), localizada en la provincia de Buenos Aires y cuyo cauce principal desagua en el Rio de la Plata.

El objetivo fue diseñar una herramienta de síntesis y de gestión sobre el estado o condición de la calidad del agua superficial vinculada con la ocupación efectiva del territorio en las CVdP, capaz de brindar, en forma rápida y simplificada, un análisis espacio temporal de la calidad fisicoquímica y microbiológica del recurso hídrico superficial, de transmitir y comunicar resultados y de evaluar la eficiencia de programas de gestión ambiental a escala de cuenca en el área correspondiente a la vertiente del Plata.

METODOLOGÍA

Previo al diseño del índice, denominado ICAsup (Índice de Calidad del Agua Superficial), se llevó a cabo un relevamiento y análisis de índices de calidad del agua antecedentes a nivel internacional, regional y local, así como de registros de calidad del agua de cursos superficiales incluidos en la CVdP, en diferentes condiciones ambientales de base (baja, moderada o alta intervención), incluyendo la Base de Datos Hidrológica (BDH) de la CMR. Asimismo, se recopiló y analizó la normativa de referencia para la zona de estudio.

El diseño del ICAsup incluyó la secuencia de tres pasos: el primero fue la evaluación y selección de los parámetros a ser integrados, el segundo consistió en la homogeneización (proceso de transformación de los valores de cada parámetro a una escala adimensional de calidad del agua superficial) de los parámetros seleccionados, y el tercero correspondió a su integración o agregación mediante una fórmula o expresión matemática probada, que permitiera calcular el índice.

Por último, se efectuó su validación mediante la correlación con otros ICA e índices de calidad biológica del recurso, aportados por otros autores.

DESARROLLO

Los parámetros fueron seleccionados en base a criterios tales como usos del suelo, fuentes y naturaleza de afectación de parámetros, estadísticas multiparamétricas basadas en la totalidad de parámetros medidos para la cuenca utilizada como caso de estudio, y normativas de referencia en calidad de agua, principalmente.

Se procuró seleccionar parámetros que ya estuvieran siendo relevados por la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR) desde hace tiempo, para poder calcular la evolución del índice en los últimos años.

Los parámetros seleccionados fueron: Oxígeno Disuelto (OD), Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (DBO₅), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Fósforo Total (P total), Nitrógeno Amoniacal (N-NH4), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Conductividad Eléctrica (CE), Escherichia coli, pH, Cromo Total (Cr total) Plomo Total (Pb total) e Hidrocarburos Totales (HCT).

Los mismos fueron normalizados mediante la elaboración *ad hoc* de funciones de calidad específicas para las CVdP, con el objeto de transformar los valores de cada parámetro a una escala adimensional de calidad de agua, entre 0 – 100, que se corresponde con el valor final del ICAsup (tabla 1). Para esto se construyeron escalas de calidad para cada parámetro específicas para la zona de estudio, en base a la recopilación y análisis de información antecedente disponible sobre registros de calidad del agua de cursos superficiales pertenecientes a la vertiente al Río de la Plata, registros de calidad del agua de la BDH (Base de Datos Hidrológica) de la CHMR, valores de referencia establecidos en normativa regional (CHMR), provincial, nacional e internacional, entre otros.

Tabla 1.- Escala de calidad del Agua

Tubia II Escala de calidad del Figua						
Rango Índice (Q)	Clase	Clasificación				
96-100	I	Muy Buena				
76-95	II	Buena				
51-75	III	Media				
26-50	IV	Mala				
0-25	V	Muy Mala				

La integración de los parámetros se desarrolló a través de su agrupación en cinco dimensiones (tabla 2):

Tabla 2.- Dimensiones y Parámetros

DIMENSIÓN	PARÁMETROS
Carga Orgánica (QO)	OD, DBO ₅ , DQO
Riesgo Sanitario (QS)	Escherichia coli
Compuestos Nitrogenados y Fosforados (QN)	P total, N-NH ₄
Características Físicas y Sustancias Disueltas (QF)	SST, CE, pH
Tóxicos (QT)	Cr total, Pb total, HCT

Seguidamente, dichas dimensiones fueron ponderadas mediante una metodología diseñada *ah hoc*, en el marco del método denominado Proceso Analítico Jerárquico (AHP) (Saaty, 1980). La dimensión correspondiente a tóxicos no fue incorporada en el proceso de ponderación, por tratarse de un grupo de parámetros que presenta diferencias significativas en relación con el resto de los parámetros seleccionados (se trata de compuestos de naturaleza irreversible, no biodegradables, que tienden a bioacumularse y biomagnificarse y que interfieren con procesos fisiológicos y/o ecológicos esenciales para la sustentabilidad de las especies y del ecosistema) y para el cual es difícil establecer comparaciones, en especial prioridades en relación con el resto, por lo que se decidió un tratamiento distintivo en la integración final.

Finalmente, se desarrollaron las ecuaciones 1 y 2 (general y particular para la cuenca, donde se muestran los valores ponderados.

$$ICA_{sup} = \left[\sum_{i}^{n} (Qi * wi)\right]^{*} \lambda Qt$$
 [1]

$$ICAsup = [QF*0.096 + QO*0.466 + QN*0.161 + QS*0.277]* \lambda Qt$$
 [2]

Donde
$$\lambda Qt = \begin{bmatrix} 1 & \text{si } Qt \ge 75 \\ 0.75 & \text{si } 50 < Qt < 75 \\ 0.50 & \text{si } 25 < Qt < 50 \\ 0.25 & \text{si } Qt \le 25 \end{bmatrix}$$

Esta agregación es una sumatoria ponderada para cuatro dimensiones, con un ajuste de corrección final correspondiente a la dimensión toxicidad. Al resultado del Qica se lo multiplica por el factor de corrección λQ t, expresión (2), el cual puede tomar valores de 1, 0.75, 0.50 o 0.25 en función de las siguientes definiciones o reglas de decisión:

Regla 1: si al menos uno de los parámetros tóxicos tiene valores de Qt menor a 25, entonces el valor obtenido de Qica se lo multiplica por $\lambda Qt=0.25$, o sea se reduce al 25 por ciento.

Regla 2: si al menos uno de los parámetros tóxicos se encuentra en la categoría de Qt entre 25 a 50 (o sea es de categoría II) entonces el valor del índice de Qica se multiplica por $\lambda Qt=0.5$ (o sea es el 50% del valor calculado).

Regla 3: si al menos uno de los parámetros tóxicos se encuentra entre la categoría 50 a 75, entonces el Qica se multiplica por $\lambda Qt=0.75$ (o sea es el 75% del valor calculado).

Regla 4: si ningún parámetro está por debajo de valores de Qt de 75 se multiplica por 1, entonces queda el valor del Qica.

Se destaca que este índice es flexible para la dimensión tóxica, ya que los mismos hacen referencia a las actividades contaminantes dominantes en la cuenca a analizar. Asimismo, la ausencia de tóxicos en una cuenca admite la eliminación de esta dimensión en la fórmula final.

Con este ICA se pueden realizar representaciones gráficas para análisis espaciales y temporales, como el ejemplo presentado en la figura 1. Asimismo, el modo de cálculo del ICAsup permite visualizar la contribución de cada dimensión a su valor final, posibilitando el análisis en detalle de las dimensiones y brindando mayor definición para el establecimiento de prioridades en la gestión de cuencas (figura 5).

VALIDACIÓN

Para la validación, en primer lugar se calcularon los valores del ICAsup a partir de los parámetros registrados en la base de datos de ACUMAR. Se seleccionaron 38 estaciones con registros trimestrales de los parámetros requeridos, para el período 2008–2016, distribuidos en toda la cuenca. La distribución de estaciones, con resultados de aplicación, se aprecia en figura 1.

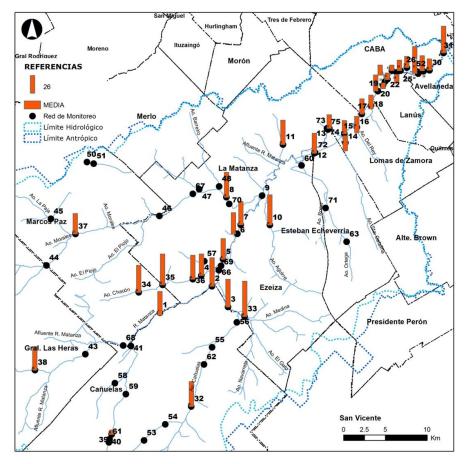


Figura 1.- Estaciones de muestreo y valores ICAsup. Cuenca de estudio

Posteriormente, el ICAsup fue correlacionado con dos tipos de índices: uno de calidad fisicoquímica y microbiológica y otro biológico. Para el primer tipo se utilizó el Índice de la Fundación Nacional de Saneamiento (INSF) (Brown et al., 1970), internacional y de amplia utilización. La escala entre 0-100 establece que a mayor valor, mejor es la calidad del agua. Su correlación con el ICA fue significativa con un R =0,7654 (F= 485,301), R²= 0,585 (df = 1,343), No. de casos: 345, p = 0,00. Error estándar de la estimación: 10,294 (figuras 2 y 3).

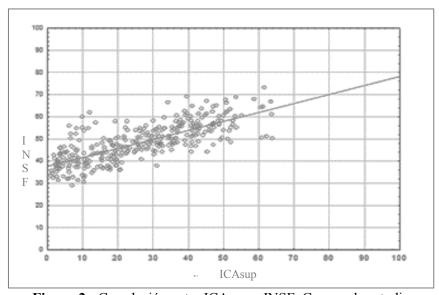


Figura 2.- Correlación entre ICAsup e INSF. Cuenca de estudio

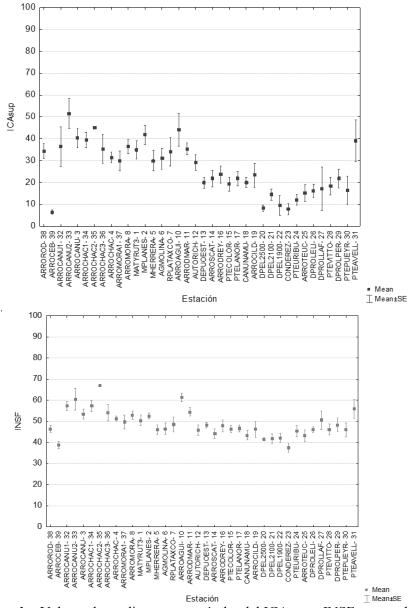


Figura 3 a y b.- Valores de media y error estándar del ICAsup e INSF para cada estación

Para el segundo se utilizó un índice desarrollado por el Instituto de Limnología "Dr. Raúl Ringuelet" de la UNLP (ILPLA) y aplicado en la cuenca estudio: el Índice Biótico para Ríos Pampeanos (IBPamp - Rodríguez Capítulo et al., 2001). Este es un índice regional propuesto para ríos y arroyos del área pampeana, el cual considera los diferentes grados de sensibilidad de los macroinvertebrados acuáticos autóctonos, como así también el número de especies presentes en cada sitio evaluado. Se basa en la tolerancia diferencial de los organismos a la contaminación. La escala varía entre 1 y 13; valores del índice cercanos a 13 indican buena calidad. Para la cuenca de estudio los valores más altos fueron menores a 8 para este índice.

Su correlación con el ICAsup fue significativa, con un R=0,58 (F=89,19), Nº casos 181, P=0.00; Error estándar de la estimación 1,68 (figura 4).

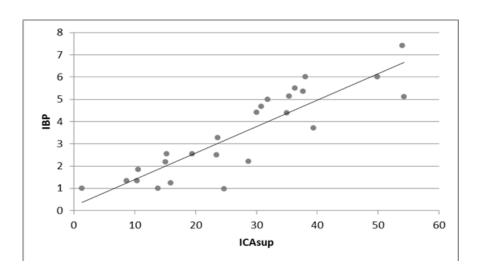


Figura 4.- Correlación entre ICAsup e IBPamp. Cuenca de estudio

RESULTADOS

Como resultado de la aplicación en la CMR, se obtuvieron valores del ICAsup entre los rangos de calidad muy malo y malo. Pocas estaciones reflejaron valores medios. No se presentaron valores buenos y muy buenos. Ver figura 1.

El ICAsup y el INSF responden a un mismo comportamiento si comparamos cada estación (figura 2 a y b), sin embargo, en general, el INSF presenta valores de calidad mayores que el ICAsup y un menor poder de discriminación entre estaciones, asimismo los valores son más homogéneos entre estaciones; mientras que el ICAsup logra mejor la separación entre estaciones, resultando en una mayor sensibilidad respecto del INSF. Esto se debe a la selección de los parámetros, los pesos relativos de cada dimensión, y la incorporación de los tóxicos al índice. Algunas de las estaciones muestran menores valores debido a que presentan una alta carga de tóxicos que en el INSF no se consideran.

Respecto a la validación con el índice IBPamp, los resultados muestran que las estaciones en las cuales se contó con el valor del índice biológico, los resultados del ICAsup, presentaron una correlación significativa (figura 3). Las estaciones con mayor valor del ICAsup también mostraron una mejor condición del índice biótico. En ambos casos ninguno de los índices alcanzó los valores máximos de calidad, en el caso del IBPamp los valores fueron menores a 8 (sobre un máximo de 13) y para el ICAsup menores a 70 (sobre un máximo de 100).

La figura 5 presenta resultados del ICAsup en un sector de la cuenca, para una fecha determinada, con la discriminación de valores de cada dimensión, de modo de visualizar el aporte de cada una en el valor final del ICAsup.

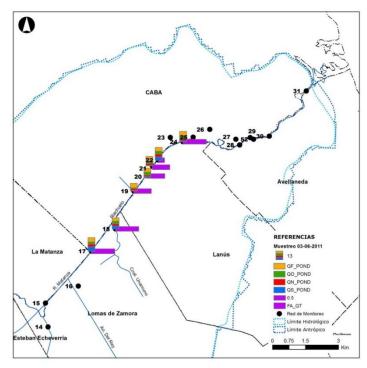


Figura 5.- Contribución de dimensiones al ICAsup

Esta figura 5 permite visualizar la contribución de cada dimensión al valor final del ICAsup y el ajuste por el valor de la dimensión tóxicos. Se observa en la misma una estación donde los valores de concentración de tóxicos determinan un ajuste del valor correspondiente a la sumatoria ponderada de las dimensiones restantes.

CONCLUSIONES

El ICAsup desarrollado *ad hoc* se considera una herramienta diagnóstica, de seguimiento, planificación y comunicación válida y de fácil aplicación en cuencas urbanas de la vertiente del Plata, que integra parámetros representativos de usos del suelo dominantes en dichas cuencas.

Se distingue la construcción *ad hoc* de curvas y funciones de calidad del agua superficial para los parámetros seleccionados, específicas para la zona de estudio; así como la incorporación de tóxicos en su agregación final.

Los valores obtenidos con la aplicación del ICAsup en la cuenca del río Matanza Riachuelo, se presentan entre los rangos de calidad muy malo y malo. Pocas estaciones reflejan valores medios. No se presentan valores buenos y muy buenos.

La comparación del ICAsup con dos índices antecedentes (INSF e IBPamp) permite validar el índice, ya que los resultados obtenidos son coherentes. Los valores de los índices para los tres casos muestran que la mayoría de las estaciones se encuentran en las categorías de muy mala y mala calidad para el ICAsup, mala y aceptable para el INSF y dentro de la categoría de contaminación fuerte y muy fuerte para el IBPamp, lo cual demuestra consistencia entre los tres índices. Existe buena correlación entre el IBPamp y el ICAsup.

Se destaca como aporte, a partir de este índice, la posibilidad de evaluar el cumplimiento de metas de calidad de corto, medio y largo plazo en el marco de la escala de calidad del ICAsup, mediante el establecimiento de valores objetivos que respondan al % de calidad máximo que pueda alcanzarse en la cuenca en un determinado plazo de tiempo.

La aplicación de este índice demanda el registro completo de todos los parámetros incluidos en el índice; por lo tanto, es un requisito relevante la medición periódica y sistemática de dichos parámetros para que el ICAsup pueda cumplir con los objetivos planteados tanto en el espacio como en el tiempo.

REFERENCIAS

Brown, R., R. M. Brown, N. I. McClelland, R. A. Deininger and R. G. Tozer (1970). "A Water Quality Index- Do We Dare?". *Water and Sewage Works*, Vol. 117, No. 10, 1995, pp. 339-343.

Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) (1998). *Towards Sustainable Development: Environmental Indicators.* Organization for Economic Cooperation and Development.

Dourojeanni A, A Jouravlev & G. Chavez (2002). "Gestión del agua a nivel cuencas: teoría y práctica". *División de Recursos Naturales e Infraestructura. Serie 47. CEPAL*, Naciones Unidas. Santiago de Chile. 83 pp.

Rodrigues Capítulo, A., Tangorra, M. and C. Ocón (2001). "Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina". *Aquatic Ecology*. 35: 109-119 pp.

Fernández Parada, N.J. y F. Solano Ortega (2005). *Îndices de calidad y de contaminación del Agua*. ISBN 958-33-7810-0. 142 pp.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

ESTUDIOS HIDRO-ECOLÓGICOS EN EL RÍO PARANÁ MEDIO: MODELACIÓN DE CAMBIOS EN EL BENTOS DEBIDOS A CRECIENTES

Eberle, E.G.*, Amsler, M.L.* v Blettler, M.C.M.*

*Instituto Nacional de Limnología (Laboratorio de Hidro-ecología)

Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas y Universidad Nacional del Litoral Santa Fe - Argentina elianaeberle@gmail.com; mamsler2003@yahoo.com.ar; martinbletter@hotmail.com

RESUMEN: (1^{era.} hoja)

El régimen de caudales del río Paraná a largo plazo está modulado por los diferentes ciclos climáticos que acontecen en su extensa cuenca. Se ha demostrado que esos ciclos son claves en la frecuencia y magnitud de los eventos de crecientes en esas escalas temporales. Por lo tanto, el desarrollo de modelos predictivos referidos a la estructura de los ecosistemas acuáticos y la generación de herramientas para la gestión de sus recursos frente al cambio climático en grandes ríos como el Paraná, es necesario que contemplen tales hechos. Dentro de este marco, se presentan aquí resultados preliminares de un modelo cuantitativo ajustado y validado, que vincula variables hidrológicas/hidráulicas y ecológicas en una sección transversal del cauce principal del río Paraná (Argentina). Se midieron datos bióticos (invertebrados del fondo) y abióticos a lo largo de 16 años que abarcan crecientes de muy diversa magnitud, duración y frecuencia, así como también diferentes estaciones climáticas a lo largo del año. Los resultados generales muestran la existencia de cambios ecológicos durante las ramas ascendente y descendente de una creciente y el período entre ésta y la siguiente, debido al diverso grado de importancia de las fuerzas hidráulicas que actúan sobre el fondo del río en cada situación.

ABSTRACT:

The regime of flows in the large Paraná River basin, is modulated by different long-term climate cycles. These cycles play a key role in the long term frequency and magnitude of flood events. Therefore, in a context of climate change in large rivers such as the Paraná, the development of predictive models accounting the structure of these large aquatic ecosystems and the design of tools useful to manage their resources is a crucial issue. Within this framework, we present preliminary results of a calibrated and validated quantitative model linking hydrologic/hydraulic and ecological variables at a cross section of the Paraná River main channel (Argentina). Sixteen years of biotic (benthic invertebrates) and abiotic data were measured along different types of floods and seasons of the year. Results show the existence of significant ecological changes during the rising and receding limbs of a flood and the period until the beginning of the next one. The degree of importance of hydraulic forces acting on the river bed at each circumstance would explain such changes.

PALABRAS CLAVES: Crecientes; Invertebrados bentónicos; Variables hidroclimáticas; Modelos lineales generalizados (GLM); Cambio climático

INTRODUCCIÓN

En grandes hidro-sistemas de tamaño continental, la variabilidad climática gobierna las características hidrológicas a diversas escalas temporales dadas las fluctuaciones de precipitaciones y temperaturas. El análisis de series temporales de observaciones hidroclimáticas proporciona información directa sobre esos cambios hidrológicos (Antico et al., 2014), que pueden incluir eventos extremos, tales como inundaciones o sequías prolongadas, fenómenos que operan en ciclos de varios años. Dentro de este contexto, se ha demostrado que el ciclo de grandes crecientes en la cuenca del río Paraná se relaciona estrechamente con los fenómenos el El Niño/Oscilación del Sur (ENSO), la Oscilación del Atlántico Norte (NAO) y la Oscilación del Pacífico Interdecadal (IPO; Antico et al, 2014).

La influencia de estos eventos climático-hidrológicos en la ecología de los ecosistemas acuáticos, ha sido reconocida (Junk y Wantzen, 2004) y es objeto de investigación creciente. A pesar de ello, los estudios de esos efectos sobre los invertebrados del bentos son aún escasos o inexistentes, como sucede con el río Paraná. Su cauce principal en los tramos superior y medio y cursos secundarios más importantes de su llanura aluvial, poseen un fondo arenoso (90% de arenas) en donde habitan invertebrados bentónicos que conforman un "ensamble del lecho activo" (Blettler et al., 2008). La taxonomía y ecología de este ensamble han sido bien estudiadas (Marchese, 1994; Ezcurra de Drago et al., 2004, entre otros), incluso dentro de la perspectiva de la ecohidráulica (Takeda et al., 2001; Blettler et al., 2008, 2012). Ese ensamble en sedimentos arenosos móviles está constituido normalmente por pocas especies de invertebrados bentónicos y en altas densidades. Típicamente, estos pequeños organismos están adaptados a las condiciones impuestas por altas velocidades de corriente y a un substrato en movimiento constante (Di Persia, 1986). Este conocimiento justifica la adopción del "ensamble del lecho activo" para estudiar su reacción a variaciones hidroclimáticas en una gran cuenca como la del Paraná y, con ello, comprender posibles consecuencias ecológicas derivadas del cambio climático en un gran ecosistema.

En línea con ello, en este trabajo se presenta un modelo que vincula los cambios de densidad del bentos del ensamble mencionado producidos por crecientes de diferente intensidad y duración. Se incluye entre ellas al evento de 1982-1983, de características extraordinarias, en particular por su su duración jamás registrada en el río Paraná en más de 100 años de mediciones. Se utilizó una base de datos de 16 años de densidades de invertebrados bentónicos registradas en una sección transversal del cauce principal.

METODOLOGIA

Área de estudio:

La sección mencionada está ubicada 2,7 km aguas arriba de la ciudad de Paraná, Entre Ríos, Argentina (31 ° 70 'S; 60 ° 49' O). El Paraná es el noveno río más grande del mundo por su caudal medio anual (18000 m³s⁻¹) lo cual justificó su clasificación como "mega-río" por Latrubesse (2008). Su cuenca de drenaje cubre un área de 2783 x 10³ km² que representa el 88% de la superficie total de la cuenca del Río de la Plata.

Base de datos biológicos

La información de densidades de invertebrados (DI) del "ensamble de lecho activo" (ind m⁻²) se obtuvo de muestreos efectuados entre 1975 y 1984 (Figura 1). Las muestras fueron recolectadas mediante una draga de cucharas TamuraTM (superficie muestreada: 322 cm²), siguiendo procedimientos y protocolos similares en todos los muestreos. Por lo cual no se requirieron métodos de estandarización en el tratamiento de la información. Junto con las muestras biológicas se captaron muestras adicionales destinadas a conocer la granulometría de los sedimentos del fondo.

Selección de variables hidroclimáticas

Se han propuesto diversos enfoques metodológicos para investigar la eventual relación entre variables hidroclimáticas y comunidades acuáticas (Wood et al., 2001; Woodward et al., 2002; Monk et al., 2006). Dado que todos los datos del ensamble de invertebrados en el período estudiado se obtuvieron con parámetros físicos y químicos del agua (pH, oxígeno disuelto, conductividad,

etc.) óptimos para su existencia según lo demostrado por diversos autores (Ezcurra de Drago et al., 2004; Blettler et al. 2008), estas variables no se consideraron en la modelación pretendida. La variabilidad de los datos biológicos, en consecuencia, estaría asociada a otras variables de índole hidroclimática que es necesario establecer. Para ello se tuvieron en cuenta resultados de investigaciones previas (Marchese, 1994; Blettler et al., 2008; entre otros), que demostraron que factores como las fuerzas hidráulicas sobre el lecho, temperatura del agua, sedimento en suspensión, podían incidir en mayor o menor grado sobre las densidades del bentos. En función de esto se seleccionaron una serie de variables a fin de tener en cuenta directa o indirectamente a esos factores. La información necesaria para cuantificarlas se obtuvo de mediciones de campo y de fuentes públicas (p.ej., registros de caudales históricos; SERHNA). Complementariamente, combinando estas variables se crearon otras con el fin de cuantificar características de las crecientes y sus efectos sobre la ecología (las densidades del bentos en este caso), luego de ocurridas. En este sentido, la fecha de cada muestreo es parte de esa combinación de variables. En definitiva, un total de 36 variables hidroclimáticas se sometieron a los análisis estadísticos involucrados en la modelación realizada. En Tabla 1 se las describe:

Tabla 1.- Variables hidroclimáticas

Variables	Unidad	Definición
Relacionadas al día d	de la muestra	bentónica
Q	m^3s^{-1}	Caudal de la fecha de muestreo. Fuente: Centro de Informaciones Meteorológicas (CIM, FICH-UNL; Estación "Túnel Subfluvial").
QL	-	Caudales límites de aguas altas, medias y bajas (variable categórica). Determinados de acuerdo a criterios de la Dirección Nacional de Puertos y Vías Navegables.
T	°C	Temperatura del agua de la fecha de muestreo . Determinada mediante el método desarrollado por Drago (1984).
TL	-	Temperaturas del agua límites de temperaturas altas, bajas y medias (variable categórica): Establecidas mediante un procedimiento similar al empleado para determinar QL.
TRN	cm	Transparencia (disco Secchi). Mide de manera indirecta la concentración de sedimentos en suspensión de tamaño más fino (limos y arcillas).
30 y 60 días anterior	es al muestreo	,
DF30, 60	Días	Número de días en creciente
NDWH30, 60	Días	Número de días en aguas altas
NDWM30, 60	Días	Numero de días en aguas medias
NDWL30, 60	Días	Número de días en aguas bajas
QMAX30, 60	m^3s^{-1}	Máximo caudal
QMIN30, 60	m^3s^{-1}	Mínimo caudal
QMED30, 60	m^3s^{-1}	Caudal medio
NDTH30, 60	Días	Número de días de temperaturas altas
NDTM30, 60	Días	Número de días de temperaturas medias
NDTL30, 60	Días	Número de días de temperaturas bajas
TMAX30, 60	$^{\circ}\mathrm{C}$	Máxima temperatura del agua
TMIN30, 60	$^{\circ}\mathrm{C}$	Mínima temperatura del agua
TMED30, 60	$^{\circ}\mathrm{C}$	Temperatura media del agua
Características de las	s crecientes y	variaciones estacionales de la temperatura del agua
QMAXF	m^3s^{-1}	Máximo caudal de una creciente. Las crecientes se definieron según el criterio de Paoli y Cacik (2000).
RF	m ³ s ⁻¹ / Días	Gradiente de la rama ascendente en una creciente seleccionada (valor indirecto de la pendiente superficial en esa circunstancia)

		$\frac{QMAXF-QINIF}{\Delta t}$, QINIF= Caudal inicial en la rama ascendente,
		t=tiempo (días)
		Número de días al QMAXF en una creciente seleccionada. Número
DQMAXF	Días	de días previos (valores negativos) y posteriores (valores positivos)
2 4	215	al QMAXF (valor cero) de una creciente dada. Su máximo valor coincidiría con el inicio de la creciente siguiente.
		Número de días al día con la temperatura anual más baja (valor cero).
DTMIN	Días	Posee valores negativos a la izquierda y positivos a la derecha del día
		más frío.
		Variable adimensional que incluye las características de una
		creciente dada (QMAXF y RF) y el momento del muestreo con
		respecto a QMAXF (DQMAXF):
		$MIDF = \frac{\text{DQMAXF}}{\text{OMAXF}} * \text{RF}$
MIDF		· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·
		El factor DQMAXF/QMAXF considera el momento del muestreo
		antes y luego del QMAXF de una creciente dada. El segundo factor
		(RF), es común a todas las muestras afectadas por una creciente
		dada.

Desarrollo y Comparación de Modelos

Con la finalidad de evaluar el efecto de las variables hidroclimáticas presentadas sobre la densidad de invertebrados (DI) del ensamble del lecho activo (ind m⁻²), se utilizó la técnica de los Modelos Lineales Generalizados (GLM, Crawley, 2007). Previo a la aplicación de esta metodología, se realizó una exploración detallada de los datos (según lo sugerido por Zuur, 2009), para evitar riesgos potenciales de interpretaciones erróneas de los resultados. Para ello se evaluaron: valores atípicos (diagrama de caja); heterogeneidad de la varianza (residuos *vs* valores ajustados, Zuur et al., 2010); multicolinealidad (factores de inflación de la varianza [VIF]; Draper y Smith, 1998; Fox, 2008); independencia de las observaciones (funciones de autocorrelación [ACF] para series temporales; Schabenberger y Pierce, 2002); interacción entre variables categóricas (coplot; Zuur et al., 2010); influencia de ceros en el conjunto de datos (diagrama de frecuencia, Zuur, 2009); entre otros.

Luego de la exploración de los datos, el análisis VIF permitió seleccionar las variables cuantitativas para la construcción de los modelos y las categóricas, en este caso QL y TL (Tabla 1). La información de densidad del ensamble sin ninguna transformación, presenta un rango de valores de 0 a 28000 ind m⁻². Esto implica la utilización de una distribución binomial negativa (*nbinom*; Gray, 2005) en la generación de GLM, dada la "sobredispersión" de los datos (existencia de un amplio rango de valores).

Una vez comprobados los supuestos del modelo global (modelo que incluye a todas las variables seleccionadas), se construyeron modelos posibles y ecológicamente significativos para los invertebrados bentónicos combinando diversas variables a partir de la simplificación del modelo global. Se utilizó la Teoría de la Información (Burnham y Anderson, 2002), como método de selección de los modelos simplificados. Este método emplea el criterio de información de Akaike corregido por tamaño de muestras pequeñas (AICc). Para las comparaciones de modelos se evalúa ΔAICc (delta), la diferencia entre el valor más bajo AICc (es decir, el mejor de los modelos adecuados) y AICc de todos los otros modelos. El peso AICc de un modelo (w) es la probabilidad relativa de que el modelo específico sea el mejor de la serie de todos los modelos. Un modelo con un w_i> 0.6 indica un modelo con ajuste respecto a la variable respuesta en análisis. . Debido a la existencia de una gran incertidumbre en la selección del modelo, las estimaciones de los parámetros de las variables hidroclimáticas se calcularon utilizando Inferencia por Múltiples Modelos. Esto implica clasificar los modelos ajustados de mayor a menor, en base a los valores i, y luego escalar para obtener la verosimilitud de cada modelo ajustado por un peso (w_i) en relación al mejor modelo seleccionado. Usando la varianza de muestreo condicional de cada modelo y los pesos de Akaike (w_i), se pueden hacer inferencias sobre la precisión en todo el conjunto de modelos. Para evaluar el

soporte para las estimaciones de los parámetros, se calcularon intervalos de confianza del 95% (Burnham y Anderson, 2002). Los análisis estadísticos se realizaron con el programa RStudio, Version 0.99.902 (2009-2016 RStudio, Inc). Para la selección de los modelos mejor ajustados, se utilizó el paquete Mumin (Barton, 2013).

Validación del modelo

El modelo final seleccionado, se validó utilizando datos de una creciente no considerada en el conjunto de datos iniciales. Este nuevo conjunto de datos pertenece la creciente actual de 2015/2016. Las muestras se obtuvieron mensualmente y bimensualmente entre febrero de 2016 y enero de 2017. El tratamiento de estos datos fue similar al descrito anteriormente. Esta información (sin transformación) se comparó con la predicha por el modelo final de densidad del ensamble.

RESULTADOS

Variables hidroclimáticas

Hidrología

Durante el periodo investigado se produjeron cuatro crecientes de diferente magnitud y duración junto con períodos de aguas bajas. Se siguió el criterio de Paoli y Cacik (2000) para el límite a partir del cual comienzan las aguas altas. En función de él las crecientes citadas fueron: '77, '80, '81, '82/'83 (Figura 1). Por otro lado, según lo mencionado, el periodo 2015-2017, que incluye la creciente 2015-2016 se utilizó en la validación del modelo. Cabe resaltar que varias muestras se captaron durante la creciente extraordinaria de 1982-83 (evento ENSO).

Los valores de QL (Tabla 1) fueron: 14146 m³s⁻¹, 17686 m³s⁻¹ y 11498 m³s⁻¹ para los límites de aguas medias, altas y bajas, respectivamente.

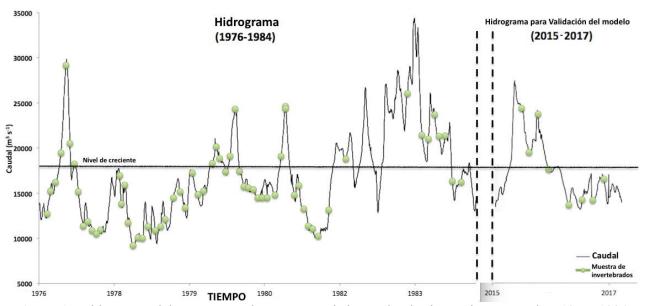


Figura 1.- Hidrograma del río Paraná y los muestreo de invertebrados bentónicos. Períodos: 1975- 1984 y 2015-2017.

Temperatura del agua

En Figura 1 se puede observar que se obtuvieron muestras durante todas las estaciones anuales lo cual implica un buen rango de temperaturas (ramas ascendentes y descendentes, máximos y mínimos). Los valores de TL (Tabla 1) calculados fueron: 19.3°C, 23.5°C y 14.6°C para los límites de temperaturas del agua medias, altas y bajas, respectivamente.

Transparencia (TRN)

Se pudo observar una variación en TRN a lo largo del año, con valores mínimos durante Marzo, Abril y máximos en Julio-Agosto.

Variables relacionadas con el período de creciente: QMAXF, DQMAXF, RF y MIDF.

Los valores necesarios para calcular las variables relacionadas con el período de creciente (QMAXF, DQMAXF, RF y MIDF) se sintetizan gráficamente a continuación:

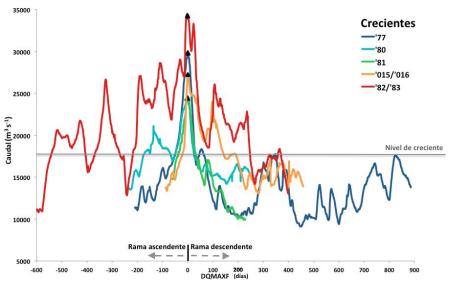


Figura 2.- Valores considerados en las crecientes para el cálculo de QMAXF, DQMAXF, RF y MIDF a partir de los hidrogramas diarios de las cinco crecientes. La escala temporal correspondiente a DQMAXF se consideró con el cero coincidente con QMAXF. Período: 1975-2017.

Desarrollo y comparación de los modelos

Los resultados de la selección de modelos revelaron incertidumbre en la selección del mejor modelo ajustado (wi <0.60; Tabla 2). No obstante, las estimaciones de los parámetros de las variables hidroclimáticas fueron realizadas utilizando inferencia por múltiples modelos (Tabla 3). Según este análisis, la variable MIDF presenta una importancia relativa de 1.00 con respecto a las demás variables y no incluye al "cero" en su intervalo de confianza. Debido a ello, el modelo con la variable MIDF es el único que puede explicar la variabilidad de las densidades del "ensamble de macroinvertebrados" analizadas.

Tabla 2.- Resumen de los resultados de selección de modelos para explicar las variaciones de densidad de invertebrados. Variables predictivas (NDWM60, NDWL30, NDTL30, MIDF, T, DTMIN, TRN, QL, TL,), criterio de información de Akaike corregido por tamaño de muestras pequeñas (AICc), ΔAICc y pesos de Akaike (w_i). Los modelos se enumeran en orden decreciente de importancia.

Modelos candidatos	Nºmodelo	AICc	ΔAIC _c	Wi
MIDF	11	1315.7	0.00	0.436
MIDF + T	9	1316.5	0.79	0.294
Null Model	13	1319.2	3.46	0.077
T	12	1319.5	3.74	0.067
MIDF+T+NDWM60+NDWL30+NDTL30	2	1321.2	5.50	0.028
QL	5	1321.3	5.57	0.027
MIDF + TRN + NDWM60 + NDWL30	8	1322.0	6.26	0.019
MIDF * QL	10	1322.0	6.27	0.019
QL + TL	4	1322.4	6.66	0.016
TL	6	1323.0	7.25	0.012
TL + NDWL30 + NDTL30	7	1325.1	9.34	0.004
QL * TL	3	1327.3	11.63	0.001
NDWM60+NDWL30+NDTL30+MIDF+T+ DTMIN+TRN+QL+TL	1	1329.3	13.59	0.000

Tabla 3.- Estimaciones de verosimilitud de los parámetros (± error estándar, SE) y los límites de los intervalos de confianza (CL) del 95% para las mejores variables predictivas que describen la variación en la densidad del ensamble (DI). Los modelos sin soporte (w_i < Modelo nulo) se excluyeron del análisis.

Variables	Importancia relativa	Estimativo ± SE			CL	
predictivas	de la variable				Inferior	Superior
(Intercept: DI)		2720	±	0.18	1874	3919
MIDF	1.00	0.45	H	0.18	0.08	0.82
T	0.4	0.24	±	0.18	-0.12	0.61

La Figura 3 muestra los valores de MIDF respecto a los valores ajustados de DI, y los intervalos de confianza del 95% obtenidos con el modelo seleccionado [DI ~ nbinom (MIDF)]. Nótese que la variable MIDF varía con el tiempo de muestreo con respecto al caudal máximo de una creciente (DQMAXF). Las densidades mínimas de invertebrados se producen a lo largo de las ramas ascendentes hasta QMAXF (MIDF = 0). Luego de ese momento (valores positivos de MIDF), las densidades aumentan exponencialmente a partir de MIDF \equiv 1 junto con los intervalos de confianza (MIDF \equiv 1.5). A pesar que MIDF es adimensional, dada su variación con DQMAXF se puede determinar que las densidades de los invertebrados comienzan a aumentar exponencialmente de manera significativa a partir de los 100 días (3 meses aproximadamente; MIDF \approx 1) luego del caudal máximo de la creciente.

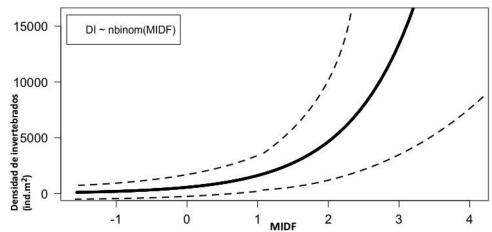


Figura 3.- Valores ajustados de densidad de invertebrados según MIDF (modelo 11 de la Tabla 3). La curva se ajusta a partir de un GLM con una distribución de error binomial negativa (ver Metodología para más detalles). Las líneas punteadas representan los límites del intervalo de confianza del 95% de los valores ajustados.

Validación del modelo final

La calibración del modelo [DI ~ nbinom (MIDF)] se validó, según lo ya explicado, con la serie de datos 2015-2017 que incluyen la gran creciente 2015-2016. Los valores medidos de la densidad de invertebrados durante ese periodo se disponen apropiadamente alrededor de los valores de densidades de invertebrados predichos por el modelo ajustado y dentro de sus intervalos de confianza.

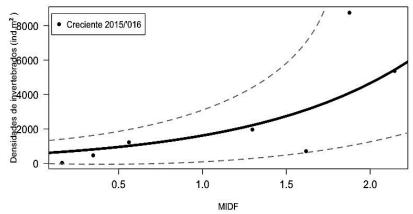


Figura 4.- Densidades de invertebrados (DI, sin transformación) del periodo 2016/'017 respecto de los valores predichos de DI (línea continua) y los límites del intervalo de confianza del 95% (líneas punteadas) obtenidos con el modelo seleccionado [DI ~ nbinom (MIDF)].

DISCUSION

El modelo seleccionado (DI ~ nbinom [MIDF]) predice densidades mínimas del ensamble del lecho activo con valores negativos de MIDF (una reducción del 59% con respecto a la estimación del parámetro, Tabla 3). Esto indicaría que ante una creciente dada, las densidades mínimas del ensamble se producen durante los días previos al caudal pico, QMAXF (cuando MIDF ≡ 0; Figura 3), es decir, con valores negativos de MIDF (o DQMAXF). Esta situación se corresponde con la rama ascendente de la creciente hasta QMAXF. Como se plantea en Tabla 1, la velocidad de subida de los caudales en la rama ascendente (RF en MIDF), se relaciona con el incremento de la pendiente de la superficie de agua antes de QMAXF, un hecho conocido dentro de los fenómenos fluviales. Dada la fuerte incidencia de la pendiente en el transporte de sedimentos de fondo, es esperable una alta perturbación del fondo del río durante este período. La perturbación hidrodinámica producto de estas intensas fuerzas hidráulicas sobre el fondo, darían cuenta de la reducción de las densidades del ensamble (hasta valores mínimos). Hay et al. (2008) y Blettler et al. (2008), sugieren que las condiciones de estrés hídrico pueden barrer los organismos bentónicos, ponerlos en suspensión o destruirlos, debido al aumento de las colisiones de las partículas de sedimento sobre el fondo. Otros autores, también han informado acerca de relaciones similares entre la disminución de las densidades de invertebrados y la inestabilidad del lecho de un cauce (Takeda et al., 2001; Jakob et al., 2003; Blettler et al., 2012; Chiu et al., 2013; Bae et al., 2014; Taglifierro et al., 2016). Sin embargo, estos autores no diferenciaron los cambios entre las ramas ascendentes y descendentes de una inundación, sino que centraron la relación de los invertebrados con una fluctuación hidrológica tomando al caudal como variable explicativa. De acuerdo con los resultados de este estudio, el caudal por sí solo, no representaría adecuadamente las condiciones hidrológicas asociadas directamente a una fecha de muestreo biológico, este hecho ha sido también sugerido por Takeda et al. (2001).

Con valores positivos de MIDF (DQMAXF>0, luego del caudal pico; Figura 2), esto es, durante la rama descendente y el período hasta el comienzo de la creciente siguiente, las densidades del ensamble y los intervalos de confianza comienzan a aumentar, notoriamente luego de un cierto valor de MIDF, hasta un 300% más con respecto a las densidades en QMAXF. Según Lima et al. (1990), basándose en mediciones en el propio río Paraná, la carga sedimentológica de fondo disminuye rápidamente luego del caudal máximo de una creciente dado que las fuerzas hidrodinámicas se vuelven menos intensas, incluso con niveles hidrométricos elevados (rama descendente). Este hecho, probablemente posibilite la recuperación de densidades de invertebrados al cabo de un cierto tiempo como se advierte en la Figura 3. En el tramo superior del río Paraná Takeda et al. (2001) también detectaron las densidades más elevadas de invertebrados coincidiendo con los períodos de aguas bajas. Indican que durante ese período, los individuos presentan menos estrés hidráulico debido a una disminución en la velocidades de transporte de los sedimentos de fondo, permitiendo así, un mayor éxito en la reproducción y supervivencia de los individuos.

Dados nuestros resultados, el aumento de las densidades del ensamble luego de la creciente entre su rama descendente y el inicio del próximo evento, no solamente estaría modulado por las variables intervinientes en MIDF, sino probablemente también por otros factores, no establecidos con certeza aún, que darían cuenta del incremento de los intervalos de confianza del 95%. Ésta incertidumbre, podría estar relacionada con características de las especies como ser su fisiología, época de reproducción, competición intra-específica, depredación u otras variables hidroclimáticas como la temperatura del agua (T). Vale la pena mencionar que T fue la segunda variable explicativa más importante (Tabla 3). Este resultado sugiere que T podría jugar un papel relativamente importante a medida que aumentan los valores positivos de MIDF, sobre todo, dado el papel crucial que representa en la biología y la ecología evolutiva de los invertebrados bentónicos (Hawkins et al., 1997; Briers et al., 2004).

En síntesis, una asociación directa entre los valores solo de caudal y las densidades del ensamble es incierta, ya que es crucial considerar al menos tres períodos alrededor del pico de una creciente (QMAXF): las ramas ascendente y descendente y el período hasta el inicio de la creciente siguiente. En ese contexto, diferentes factores gobiernan el valor de las densidades de macroinvertebrados: las fuerzas hidráulicas relativamente elevadas del fondo durante las ramas ascendente y descendente; al disminuir la intensidad de estas últimas, otras variables explicarían el aumento de densidades y su variabilidad durante los períodos posteriores hasta la siguiente creciente. La figura, a continuación, presenta un modelo esquemático conceptual sobre las relaciones establecidas a partir de nuestros resultados.

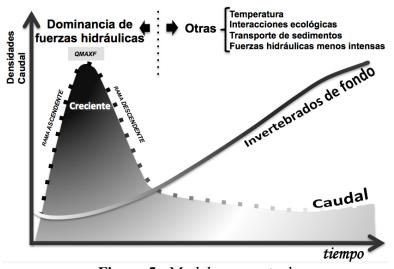


Figura 5.- Modelo conceptual

Cabe destacar, que la granulometría del lecho es una variable clave en todos los estudios de la fauna del bentos. En el caso del "ensamble activo" del río Paraná, está presente en muestras con un 90% de arenas y con tamaños de partículas de arena (d50) de alrededor de 0.3 mm, características habituales del cauce principal y los secundarios y tributarios más importantes de su cuenca (Blettler et al., 2008; Blettler et al., 2016). Según lo demostrado por Latrubesse (2008), el d50 de los grandes ríos (Amazonas, Congo, Orinoco, Yangtze, Madeira, Negro, Brahmaputra, Japura y Paraná) presenta valores en el rango de las arenas medias o finas, esto es, entre 0.15 y 0.5 mm. Dentro de este contexto, es posible conjeturar que estudios similares al presentado aquí en grandes ríos con fondo arenoso como los mencionados, podrían producir resultados comparables con respecto a las densidades de los macroinvertebrados del bentos que habitan sus lechos.

CONCLUSIONES

1. El modelo calibrado y validado presentado aquí (DI ~ nbinom [MIDF]), revela que la variabilidad de las densidades de los invertebrados del bentos, depende de diversos factores durante una creciente y luego de ella hasta el comienzo de la próxima. Las fuerzas hidráulicas que operan

sobre el fondo determinan una disminución de las densidades durante las ramas ascendente y descendente, pero otras variables (temperaturas, períodos de reproducción, interacción ecológica, etc.) adquirirían relevancia en períodos hidrológicos posteriores, cuando las fuerzas hidrodinámicas sobre el fondo son menos intensas, favoreciendo una recuperación de las densidades e incremento de su variación.

- 2. La variable adimensional MIDF integra diferentes aspectos hidrológicos/hidráulicos relevantes para explicar los cambios en la ecología de los invertebrados bentónicos: i) el tiempo (DQMAXF) desde cada muestreo biótico hasta el caudal máximo de la creciente (QMAXF); ii) el valor de este último caudal; iii) la tasa de crecimiento de caudales de la rama ascendente de la creciente; iv) la discriminación de los efectos sobre las densidades de las ramas ascendente y descendente incluido el periodo posterior, mediante valores negativos de DQMAXF hasta el momento del caudal máximos y positivos luego de éste, respectivamente.
- 3. El modelo presentado posibilita la predicción de densidades y reacciones ecológicas (cambios de densidad) en el "ensamble de lecho activo" de invertebrados bentónicos durante fluctuaciones hidrológicas a corto y/o largo plazo, en grandes ríos como el Paraná. En el pasado reciente han aumentado la frecuencia y severidad de las inundaciones extremas en estos ecosistemas como consecuencia del cambio climático (Andersen et al., 2006; Webb y Nobilis, 2007; Whitehead et al., 2009). En línea con ello, cabe destacar que algunos de los modelos de cambio climático disponibles predicen crecientes extraordinarias más frecuentes en el río Paraná para los próximos 200 años (Camilloni y Barros, 2003; Depetris, 2007). Dentro de este marco, el modelo que se ha construido tiene en cuenta un rango amplio de intensidades y magnitudes de crecientes ('77, '80, '81, '82/'83 y '015/'016, Figuras 1 y 2), por lo que constituye una herramienta útil para predecir las consecuencias ecológicas de escenarios hidrológicos extremos motorizados por cambios climáticos futuros.

BIBLIOGRAFIA

Andersen, C. S., S. Björck, M. Rundgren, D. Conley and C. Jessen (2006). "Rapid Holocene climate changes in the North Atlantic: evidence from lake sediments from the Faroe Islands". *Boreas*, 35, 23–34. https://doi.org/10.1111/j.1502-3885.2006.tb01110.x.

Antico, A., G. Schlotthauer and M. E. Torres (2014). "Analysis of hydro-climatic variability and trends using a novel empirical mode decomposition: application to the Paraná River Basin". *Journal of Geophysical Research Atmospehe*re, 119, 1218–1233. https://doi.org/10.1002/2013JD020420.

Bae, M. J., T. S. Chon and Y. S. Park (2014). "Characterizing differential responses of benthic macroinvertebrate communities to floods and droughts in three different stream types using a Self-Organizing Map". *Ecohydrology* 7, 115–126. https://doi.org/10.1002/eco.1326.

Barton, K. (2013). MuMIn: Multimodel Inference. http://cran.rproject.org/web/packages/MuMIn/index.html.

Blettler, M. C. M., M. L. Amsler, E. G. Eberle, R. Szupiany, F. G. Latosinski, E. Abrial, P. J. Oberholster, L. A. Espinola, A. Paira, A. Poza and A. Rodriguez Capítulo, (2016). "Linking hydromorphology with invertebrate ecology in diverse morphological units of a large river-floodplain system". *Water Resources Research*, 52. https://doi.org/10.1002/2016WR019454.

Blettler, M., L. Amsler and I. Ezcurra de Drago (2012). "Hydraulic factors controlling the benthic invertebrate distribution within and among dunes of the Middle Paraná River (Argentina) and sampling techniques". *Journal of South American Earth Sciences*, 35, 27–37.

Blettler, M., M. Amsler, I. Ezcurra de Drago and M. Marchese (2008). "Effects of stream hydraulics and other environmental variables on density of benthic macroinvertebrates in the Paraná River system". *River research and applications*. 24, 1124-1140. https://doi.org/10.1002/rra.1115

Briers, R. A., J. H. R. Gee and R. Geoghegan (2004). "Effects of the North Atlantic Oscillation on growth and phenology of stream insects". *Ecography*, 27, 811–817. https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2004.04005.x.

Burnham, K. P. and D. R. Anderson (2002). "Model selection and multimodel inference: a practical information—theoretic approach". *New York, NY: Springer–Verlag*.

Camilloni, I. A. and V. R. Barros (2003). "Extreme discharge events in the Paraná River and their climate forcing". *Hydrology*, 278, 94–106. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00133-1.

Chiu, M. C., M. H. Kuo, S. Y. Hong and Y. H. Sun (2013). "Impact of extreme flooding on the annual survival of a riparian predator, the Brown Dipper Cinclus pallasii". *Ibis*, 155, 377–383. https://doi.org/10.1111/ibi.12035.

Crawley, M. J. (2007). "The R Book". West Sussex: John Wiley and Sons.

Depetris, P. J. (2007). "The Paraná under extreme flooding: a hydrological and hydro-geochemical insight". *Interciencia*, 32, 656–662.

Di Persia, D. H. (1986). "Zoobenthos of the Paraná system". In: The Ecology of River Systems (ed. by B. R. Davies and K. F. Walker), 589–598. *Dr W. Junk, Dordrecht, The Netherlands*. Drago (1984).

Draper, N. R. and H. Smith, 1998. "Applied Regression Analysis, Third Edition". *John Wiley and Sons: New York*. 10.1002/9781118625590.

Ezcurra de Drago, I., M. Marchese, and M. Wantzen (2004). "Benthos of a large neotropical river: Spatial patterns and species assemblages in the Lower Paraguay and its floodplains, Arch". *Hydrobiological*., 160, 347–374, doi:10.1127/0003-9136/2004/0160-0347.

Fox, J. (2008). "Applied regression analysis and generalized linear models, Second edition". Sage Publications, CA.

Gray, B. R. (2005). "Selecting a distributional assumption for modelling relative densities of benthic macroinvertebrates". *Ecological Modelling*, 185 (1), 1–12. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2004.11.006.

Hawkins, C. P., J. N. Hogue, L. M. Deckera and J. W. Feminella (1997). "Channel morphology, water temperature, and assemblage structure of stream insects". *Journal of the North American Benthological Society*, 16, 728–749.

Hay, C. H., T. G. Franti, D. B. Marx, E. J. Peters and L. W. Hesse (2008). "Macroinvertebrate drift density in relation to abiotic factors in the Missouri River". *Hydrobiologia* 598, 175–189. https://doi.org/10.1007/s10750-007-9149-3.

Jakob, C., C. T. Robinson and U. Uehlinger (2003). "Longitudinal effects of experimental floods on stream benthos downstream from a large dam". *Aquatic Sciences*, 65, 223–231. https://doi.org/10.1007/s00027-003-0662-9.

Latrubesse, E. (2008). "Patterns of anabranching channels: The ultimate end-member adjustment of mega rivers". *Geomorphology*, 101, 130–145. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.05.035

Lima, D. R., N. A. Campana, M. L. Amsler, M. I. Schreider y H. E. Gaudin, 1990. Desplazamiento de dunas y carga de fondo en un tramo del río Paraná. Paper presented at XIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Montevideo, Uruguay.

Marchese, M.R. (1994). "Population dynamics of Narapa bonettoi Righi and Varela, 1983 (Oligochaeta: Narapidae) from the main channel of the Middle Paraná River, Argentina". *Hydrobiologia*, 278, 303–308.

Monk, W. A., P. J. Wood, D. M. Hannah, D. A. Wilson, C. A. Extence and R. P. Chadd, (2006). "Flow variability and macroinvertebrate community response within riverine systems in England and Wales". *River Research and Applications*, 22, 595–615. https://doi.org/10.1002/rra.933.

Paoli, C., Iriondo, M. and García, N. (2000). "Características de las cuencas de aporte". In: Paoli, C., Schreider, M. (Eds.), El Río Paraná en su tramo medio. Contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles en un gran río de llanura, (Vol. 1, Chapter 1: pp. 27-68). *Centro de Publicaciones*. Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe, Argentina.

Paoli, C. and P. Cacik (2000). "Regimen de crecidas y análisis de caudales máximos". In C. Paoli and M. Schreider (Eds.). El Río Paraná en su tramo medio. Contribución al conocimiento y prácticas ingenieriles en un gran río de llanura, (Vol. 1, Chapter 3: pp. 105-171). *Centro de Publicaciones*. Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe, Argentina.

R Development Core Team (2014). "R: A language and environment for statistical computing". Vienna, Austria: *R Foundation for Statistical Computing*.

Schabenberger, O. and F. J. Pierce (2002). "Contemporary Statistical Models for the Plant and Soil Sciences". CRC Press, Boca Raton, FL.

Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación (SERHNA). https://www.mininterior.gov.ar/obras-publicas/subsecretaria-rh.php

Tagliaferro, M. and M. Pascual (2016). "First spatio-temporal study of macroinvertebrates in the Santa Cruz River: a large glacial river about to be dammed without a comprehensive pre-impoundment Study". *Hydrobiologia*, 784, 35. https://doi.org/10.1007/s10750-016-2850-3.

- Takeda, A., J. Stevaux and D. Fujita (2001). "Effect of hydraulics, bed load grain size and water factors on habitat and abundance of Narapa bonettoi Righi and Varela, 1983 of the Upper Paraná River, Brazil". *Hydrobiologia*, 463, 241–248. https://doi.org/10.1023/A:1013180430540.
- Webb, B. and F. Nobilis, (2007). "Long-term changes in river temperature and the influence of climatic and hydrological factors". *Hydrological Sciences Journal*, 52, 74–85. https://doi.org/10.1623/hysj.52.1.74.
- Whitehead, P. G., R. L. Wilby, R. W. Battarbee, M. Kernan and A. J. Wade (2009). "A review of the potential impacts of climate change on surface water quality". *Hydrological Sciences Journal*, 54, 101–123. https://doi.org/10.1623/hysj.54.1.101.
- Wood, P. J., D. M. Hannah, M. D. Agnew and G. E. Petts (2001). "Scales of hydroecological variability within a groundwater-dominated stream". *Regulated Rivers: Research and Management*, 17, 347–367. https://doi.org/10.1002/rrr.658.
- Woodward, G., J. I. Jones and A. G. Hildrew (2002). "Community persistence in Broadstone Stream (U.K.) over three decades". *Freshwater Biology*, 47, 1419–1435. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00872.x.
- Zuur, A. F. (2009). "Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Statistics for Biology and Health". Volume XXII, pp. 1–574. *Springer*, New York, NY, USA.
- Zuur, A. F., E. N. Leno and C. S. Elphick (2010). "A protocol for data exploration to avoid common statistical problems". *Methods Ecology and Evolution*, 1, 3-14. https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

EFECTOS AMBIENTALES POR TRASVASE DE AGUA INTERCUENCAS SOBRE CAUDALES SUPERFICIALES

Hernández Flores Juan¹, Fonseca Ortiz Carlos Roberto², Mastachi Loza Carlos Alberto³, Gómez-Albores Miguel Angel⁴, Esteller Alberich María Vicenta⁵ y Díaz Delgado Carlos⁶

Centro Interamericano de Recursos del Agua, Universidad Autónoma del Estado de México, México, ¹jhernandezf053@alumno.uaemex.mx ²crfonsecao@uaemex.mx ³camastachil@uaemex.mx ⁴magomeza@uaemex.mx ⁵mvestellera@ueamex.mx ⁶cdiazd@uaemex.mx

RESUMEN

Los efectos ambientales del trasvase de agua intercuencas conocido como Sistema Lerma (SL) sobre caudales superficiales de la cuenca cedente del Curso Alto del Río Lerma (CARL), son evaluados cuantitativa y cualitativamente en base a la explotación de agua subterránea. Para lo cual, se estimó la variación de los caudales superficiales en función de fases de explotación de agua subterránea, como se muestra a continuación: a) Estado inicial o natural del río, sin afectaciones por actividades antropogénicas; b) Explotación de agua subterránea por trasvase y; c) Explotación de agua subterránea simultanea por consumo local y por trasvase

En la fase 1, se presentó una reducción volumétrica del 25.17% en el caudal mínimo en relación con la fase 0 debido a la extracción de agua subterránea para abastecer al trasvase SL. En la fase 2, se presenta un incremento volumétrico en el caudal mínimo mensual del 36.27% con respecto a la fase 1. Sin embargo, este incremento es debido a las descargas de agua residual de la población dentro de la cuenca del CARL hacia los cuerpos de agua superficial. Lo anterior, debido a que la concentración de Sólidos Disueltos Totales (SDT) es 678 veces mayor en comparación con la fase inicial. Esta estimación de impactos sobre caudales superficiales proporcionará información como soporte para gestionar la evaluación de externalidades asociadas a trasvases.

ABSTRACT

The environmental effects of the Inter Basin Water Transfer (IBWT) known as Sistema Lerma (SL) on surface flows in the Upper Course of the Lerma River (UCLR) are evaluated on a volume-quality bases in relation with the exploitation of groundwater. For this, exploitation of groundwater phases were proposed in order to estimate flow rates variations. The exploitation phases of groundwater remain as follow: a) Initial or natural state of the river, without alteration by anthropogenic activities; b) Exploitation of groundwater by one type, either by IBWT or by local consumption, and c) Joint exploitation by IBWT and local consumption, plus a flow due to the discharge of waste water from population in the donor basin.

In the phase 1, there is a depletion of the volume of the low flow due to the extraction of groundwater by the IBWT SL. In the phase 2, an increase volume of the low flow is observed respect with the phase 1. However, this increase does not represent the contribution of groundwater to the surface water bodies, but the discharge of wastewater of the population within the UCLR basin, since the concentration of Total Dissolved Solids (TDS) is 678 times greater than the value in initial phase.

PALABRAS CLAVES: Impactos, trasvase intercuencas, caudales superficiales.

INTRODUCCIÓN

Los trasvases de agua intercuencas desde regiones con abundante agua hacia regiones con escasez ha sido reconocido como una solución para asegurar el suministro de agua para apoyar el desarrollo en la cuenca receptora (Gohari et al., 2013). Sin embargo, la redistribución de recursos hídricos inevitablemente genera incertidumbre sobre los cambios que se pueden producir tanto en el ecosistema como en la economía de la cuenca cedente (Zhu et al., 2018).

Las fuentes de abastecimiento de los trasvases pueden ser cuerpos de agua superficiales o subterráneos. Sin embargo, dado que el agua subterránea puede volver a surgir naturalmente en forma de manantiales o caudal base de los ríos (Ordoñes, 2011). Los trasvases con aguas subterráneas pueden contribuir a los efectos ambientales y socioeconómicos adversos de una sobreexplotación de los acuíferos. Entre estas consecuencias están el abatimiento del nivel de las aguas subterráneas y su correspondiente impacto económico debido al mayor costo de bombeo desde mayor profundidad; la disminución de caudales base y cambios en la vegetación alrededor de cauces (Fonseca et al., 2013; Zhu et al., 2018).

Algunos estudios han estimado hasta una aportación del 30 por ciento de agua subterránea en caudales superficiales (Ordoñes, 2011). Por lo tanto, el flujo entre las aguas superficiales y subterráneas crea un hábitat dinámico para la fauna acuática. Esta fauna es parte de una cadena alimenticia que sostiene una comunidad ecológica diversa. Estudios indican que dichos organismos pueden proporcionar información sobre la calidad del agua, así como sobre los cambios adversos en los ambientes acuáticos, tal como el caudal ecológico (Winter, 1998). Este caudal puede ser menor al caudal medio mensual, pero no al caudal base (SCFI, 2012).

El presente trabajo pretende identificar y estimar los efectos que provoca el gasto de trasvase sobre el volumen y la calidad del agua en el caudal base, como soporte a la toma de decisiones en la gestión de los recursos hídricos. El caso de estudio es el denominado Sistema Lerma (SL), el cual transfiere agua subterránea desde la cuenca del Curso Alto del Río Lerma (CARL) hacia la Ciudad de México desde 1951 (Torres, 2014).

MATERIALES Y MÉTODO

El método propuesto está basado en la estimación de las variaciones volumétricas y de calidad de caudales superficiales en relación con tres fases asociadas con la explotación de los recursos hídricos.

Para ello, se presenta un modelo conceptual (figura 1) que muestra los principales elementos de un trasvase basado en la extracción de aguas subterráneas interactuando con caudales superficiales. En este modelo se aprecia que el cono de abatimiento generado por la explotación de agua subterránea, tanto local como destinada al trasvase, afecta de manera directa el caudal base observado en el cauce. De manera cuantitativa, es posible que los caudales de escurrimientos provenientes de la precipitación y de descargas de aguas residuales sustituyan parcialmente el caudal perdido, sin embargo, cualitativamente las descargas no cuentan con la misma calidad que con la fue extraída.

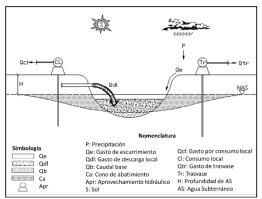


Figura 1.- Modelo conceptual del efecto de trasvase sobre caudales superficiales.

De acuerdo con el modelo conceptual, la presencia de los actores de explotación (local y por trasvase) no implica necesariamente una actividad simultánea. Por ello, el objetivo de la generación de fases es la identificación y separación de las diferentes alteraciones generadas por las variables observadas en el modelo conceptual.

La fase inicial (fase 0), considera un estado hipotético con el que no hay alteraciones en el caudal del río por actividad humana (estado natural), por lo que el río puede tener la capacidad de albergar un caudal ecológico.

La fase 1, además de considerar el estado natural del río (fase 0), considera extracciones de agua subterránea, ya sea por consumo local (Q_{cl}) , es decir de habitantes dentro de la cuenca de estudio, o extracciones de agua subterránea para abastecer un trasvase (Q_{tr}) . Es imprescindible considerar un volumen de descarga de agua residual a cuerpos naturales de agua superficial de habitantes de la cuenca en estudio, considerado como gasto de descarga local (Q_{dl}) . Este último volumen puede o no, mantener la misma calidad que el gasto extraído (generalmente es menor la calidad debido a su contaminación)

La fase 2 considera los elementos tanto de la fase 0 como de la fase 1. Sin embargo, se consideran las extracciones de agua subterránea de ambas partes, por consumo local (Q_{dl}) y por trasvase (Q_{tr}) . En el caso del trasvase, es poco probable presenciar un gasto de retorno o descarga debido al uso del volumen extraído en una cuenca externa (por definición trasvase).

Por otro lado, el caudal base (Q_b) hace referencia exclusivamente a las aportaciones subsuperficiales. Por lo que, en este trabajo, las variaciones tanto volumétricas y cualitativitas son relativas al caudal mínimo por efectos tanto naturales como antropogénicos (Smakhtin, 2001).

De esta manera, el impacto volumétrico puede ser estimado como la variación del caudal mínimo medio entre las fases. En este sentido, un valor conservador del caudal puede ser visto como el flujo absoluto mínimo, es decir la descarga diaria más pequeña registrada (Smakhtin, 2001).

En relación con la calidad, resulta imposible separar los caudales involucrados debido a los efectos de dilución. Sin embargo, para efectos de representar el estado cualitativo y determinar los impactos sobre el caudal mínimo, es propuesta la ponderación de la concentración C_1 de Sólidos Disueltos Totales (SDT), en relación con las concentraciones del volumen de retorno C_{dl} . La ecuación 1 muestra que, si el caudal de descarga Q_{dl} es igual o mayor que el caudal mínimo $Q_{mín}$ estimado, el caudal base deja de ser una aportación significativa al caudal superficial.

$$c_{1} = \begin{cases} \frac{(Q_{min} - Q_{dl})(c_{2cb}) + Q_{dl}(C_{2dl})}{Q_{min}}, si \ Q_{min} > Q_{dl} \\ C_{2dl}, \qquad si \ Q_{min} \leq Q_{dl} \end{cases}$$
[1]

Para el caso de estudio, es posible hacer uso de registros hidrométricos de 1942 al 2013 (CONAGUA, 2014). Así mismo, los datos del gasto de trasvase Q_{tr} son obtenidos de estudios de Torres (2014). Los gastos de explotación de agua subterránea por consumo local son inferidos a partir de la demanda de agua en función del tamaño de población y de la concesión de agua superficial para uso urbano (SEMARNAT, 2010).

La calidad de agua del caudal base es considera similar a la encontrada, por medio del trabajo de campo, en cuerpos de agua superficiales en la cuenca sin alteración humana significativa. De esta manera, es posible tomar muestras de agua para determinar su concentración de Sólidos Disueltos Totales (SDT) bajo la NMX-AA-034-SCFI-2001.

Por un lado, los registros hidrométricos permiten estimar los caudales mínimos diarios (CONAGUA, 2014). Por otro lado, el consumo de agua de la población permite inferir la aportación volumétrica al caudal del río en forma de descarga de agua residual. La descarga, de la misma manera que el volumen proveniente de la precipitación mensual puede representar una variable explicativa de la relación entre el gasto de trasvase y el caudal mínimo.

ZONA DE ESTUDIO

La cuenca del Curso Alto del Río Lerma (CARL) se localiza al oeste del Estado de México, entre los 19° 03' y 19° 34' de latitud norte y los 99° 18' y 99° 51' de longitud oeste (Figura 2), limita al este en la Sierra de las Cruces con la cuenca del Valle de México, al suroeste en el Nevado de Toluca (Xinantécatl) y la cuenca del Balsas, y al norte se encuentra su exutorio en la presa José Antonio Alzate.

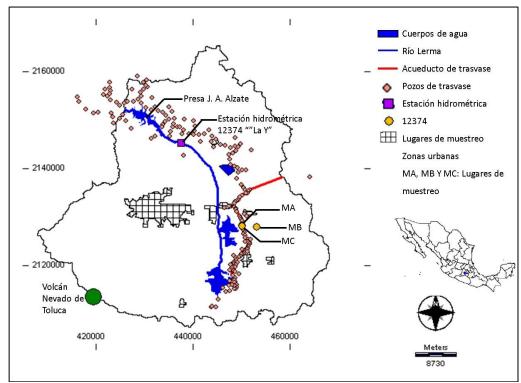


Figura2.- Ubicación de la cuenca del CARL.

La cuenca del CARL tiene un área aproximada de 2085.4 km², determinada a partir del modelo digital de elevaciones (SRTM, 2010), teniendo un perímetro de la cuenca aproximado de 309. 8 km. La longitud del río principal (río Lerma) es de 48.77 km. Esta cuenca está conformada por 26 municipios con una población actual mayor a 2 millones de habitantes (Datos obtenidos de INEGI, 2010). Los registros hidrométricos en la estación hidrométrica 12374 "La Y" (Figura 3) muestran una reducción en el caudal mínimo a partir de 1951. Sin embargo, a partir de 1990 muestra una tendencia positiva. El menor valor de este gasto se presentó en 1973 con 0.046 m³/s.

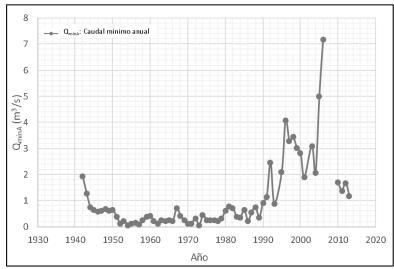


Figura 3.- Gastos mínimos anuales en estación 12374 "La Y" (CONAGUA, 2016)

El Sistema Lerma está constituido por 383 pozos (CONAGUA, 2015), propiedad de la batería de pozos del Sistema Lerma del Gobierno del D.F. (CONAGUA, 2015), los cuales alimentan el trasvase Sistema Lerma para suministrar agua a la Ciudad de México. El gasto de aportación del Sistema Lerma desde la cuenca del CARL hacia la Ciudad de México inicio con 1.65 m³/s en 1951 (incluyendo pozos y captaciones de manantiales), creciendo gradualmente hasta llegar a su máximo de 13.149 m³/s en 1974, después de ese año el gasto fue decreciendo, y para el año 2013 el Sistema Lerma aportaba un gasto de 3.9 m³/s (Torres, 2015), como se muestra en la figura 4.

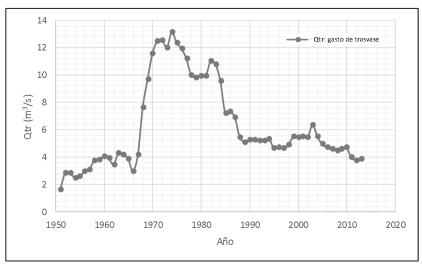


Figura 4.- Gastos de trasvase del Sistema Lerma (Torres, 2014).

RESULTADOS

La demanda de agua para consumo local fue estimada en función del número de habitantes y de la dotación determinada por CONAGUA (2007). A partir de los censos correspondientes a municipios y localidades dentro de la cuenca del CARL (Secretaría de Economía Nacional 1930, 1940; Secretaría de Economía 1950; Secretaría de Industria y Comercio 1960, 1970; INEGI 1980, 1990, 1995, 2000, 2005, 20010 y 2015), la demanda de agua para consumo local fue estimada en 0.282 m³/s para el año 1930, mientras que, el gasto de descarga local Q_{dl} fue estimado de manera proporcional a la demanda de acuerdo con CONAGUA (2007). El gasto de descarga local (Q_{dl}) hacia el cauce del río en el año 1930 fue estimado en 0.212 m³/s, mientras que para el año 2010, fue de 3.934 m³/s. El suministro de agua por consumo local a partir de la explotación de agua subterránea fue inferido a partir del valor de demanda de agua que supera el volumen de aguas superficiales concesionado para uso urbano (SEMARNAT, 2010).

Las fases de explotación son identificadas (figura 5) como:

- 1. Fase "0": de 1930 a 1951, se considera un estado natural en el que no existió una explotación significativa de los recursos hídricos subterráneos.
- 2. Fase "1": de 1951 a 1963, existe una extracción de agua subterránea para alimentar el trasvase Q_{tr} SL. Además, se asume que, debido a que la concesión de agua superficial es mayor o igual a la demanda urbana de agua, la población podía abastecer sus necesidades hídricas desde fuentes de agua superficial.
- 3. Fase "2": de 1963 al 2013, existen extracciones de agua subterránea para alimentar el trasvase (Qtr) y para abastecer a la población dentro de la cuenca del CARL (Qcl). De manera adicional, se considera un gasto de retorno, visto como un porcentaje de la demanda local de agua (descarga de aguas residuales).

El análisis de registros hidrométricos muestra una reducción del caudal mínimo en la fase 1, pero un incremento para la fase 2. Por lo tanto, la asociación del caudal mínimo con el caudal base está sujeta a la calidad del agua definida en cada fase (figura 5).

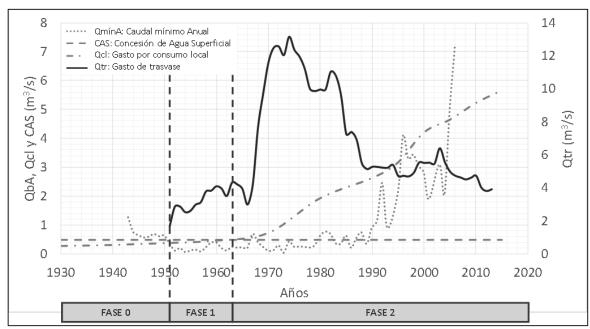


Figura 5.- Fases de explotación de agua subterránea

El caudal mínimo (Q_{min}) relativo tanto al gasto de descarga Q_{dl} como al volumen de precipitación (Prc) y el gasto de trasvase Q_{tr} (figura 6), muestra una tendencia en general a disminuir. Para bajos gastos de trasvase (asociados principalmente con la fase 1), se observa poca influencia del efecto de trasvase. Sin embargo, en la fase 2 de explotación se observa una menor dispersión entre el gasto de trasvase y el caudal mínimo relativo. Este último proporciona indicios del efecto indirecto del trasvase sobre el caudal base.

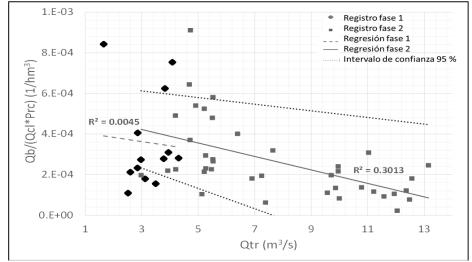


Figura 6.- Gasto de trasvase y caudal base relativo a precipitación y descarga local.

Para la fase 0 (1942-1950), se tuvo un caudal mínimo mensual promedio (\bar{Q}_{min0}) de 3.420 m³/s, con una varianza y desviación estándar de 5.514 y 2.348 m³/s respectivamente. Para la fase 1 (1951-1963), se estimó un caudal mínimo mensual promedio (\bar{Q}_{min1}) de 2.559 m³/s, con varianza y desviación estándar de 6.13 y 2.476 m³/s. Para la fase 2 (1964-2013) el caudal mínimo mensual promedio (\bar{Q}_{min2}) fue de 3.487 m³/s, con una varianza y desviación estándar de 3.88 y 1.972 m³/s.

En general, la reducción del caudal mínimo entre la fase 0 y 1 fue de 0.861 m³/s. Sin embargo, la transición de la fase 1 a la fase 2 mostró un comportamiento inverso, es decir, un incremento de 0.928 m³/s. La variación del caudal mínimo entre la fase 0 y 1 representa un impacto negativo en el caudal base de 27.1 hm³/año. Este impacto volumétrico es atribuible directamente al trasvase ya que en la fase 1 se consideró la existencia sólo de extracciones de agua subterránea por trasvase.

En la fase 2, se presenta un volumen anual del caudal mínimo de 109.9 hm³/año, es decir, un incremento con respecto a la fase 1 de 29.2 hm³/año y de 2.1 hm³/año con respecto a la fase 0. Sin embargo, este incremento en el caudal mínimo no corresponde por calidad al caudal base atribuible a la contribución del agua subterránea a los cuerpos de agua superficial, sino al caudal debido a las descargas de agua residual de la población dentro de la cuenca del CARL.

En este sentido, se determinó la concentración de Sólidos Disueltos Totales (SDT) para la fase inicial (fase 0) para tres cuerpos de agua superficiales que se conservan sin alteración antropogénica significativa. Estos cuerpos de agua (MA, MB y MC de la figura 2) conservan vida acuática sensible a la contaminación (figura 7). La muestra MB mostró la mayor cantidad y variedad de especies acuáticas, así mismo su concentración de SDT (Tabla 1) fue menor. Por lo tanto, la concentración de SDT de 189 mg/L encontrada en el lugar de muestreo MB fue considerada como el patrón de calidad en el caudal base para la fase 0.



Figura 7.- Girardinichthys y Trichoptera observados en lugares de muestreo MA yMB respectivamente.

La tabla 1 muestra la concentración de SDT encontrados en los tres lugares donde se encontraron especies acuáticas propias de la región, tales como el Girardinichthys que se muestra en la figura 7 del observado en el lugar de muestreo MA, el cual es una especie endémica de la región en estudio o el trichoptera (cadisfly larvae), el cual de acuerdo con Morse (2017), es una especie sensible a la contaminación y por esta razón es usada alrededor del mundo como indicador de la calidad del agua. Por lo que la concentración de SDT encontrado en el lugar de muestreo MB fue considerada como la calidad de agua del caudal mínimo del a fase inicial, considerado como caudal base.

Tabla 1 Sólido	s disueltos to	tales en l	lugares d	e muestreo.
-----------------------	----------------	------------	-----------	-------------

MUESTRA	ST [mg/L]	SST [mg/L]	SDT [mg/L]
MA	312	1.8	310.1
MB	192	3.2	188.8
MC	236	1.6	234.4

La tabla 2 muestra el promedio del gasto mínimo mensual en el río principal de la cuenca del CARL para cada una de las fases propuestas, así como su concentración de SDT estimados a partir de la ecuación 1, en donde se puede observar la variación volumétrica en cada uno de los

meses para cada fase, así como el deterioro cualitativo debido a la mayor concentración de SDT presentes en la fase 1 y 2, donde existe una mayor concentración de SDT en la fase 2, mientras que en la fase 1, la concentración de SDT es menor .

Mes	$\begin{array}{c} \mathbf{Q_{min0}} \\ (m^3/s) \end{array}$	$\begin{array}{c} \textbf{SDT}_{\textbf{min0}} \\ (\text{mg/L}) \end{array}$	$\begin{array}{c} \mathbf{Q_{min1}} \\ (m^3/s) \end{array}$	$\begin{array}{c} \textbf{SDT}_{\textbf{min1}} \\ (\text{mg/L}) \end{array}$	$\mathbf{Q}_{\mathbf{min2}} \ (\mathbf{m}^3/\mathbf{s})$	SDT _{min2} (mg/L)
1	2.760	189	0.782	1441	2.222	1783
2	1.765	189	0.364	1834	1.780	1914
3	1.105	189	0.254	1990	1.767	1954
4	0.989	189	0.255	2001	1.641	1937
5	1.132	189	0.496	1610	2.012	1858
6	1.460	189	1.000	987	2.366	1686
7	3.159	189	3.741	410	4.568	1097
8	5.508	189	5.989	349	6.461	848
9	8.282	189	7.484	300	7.471	799
10	7.135	189	5.630	369	5.833	930
11	4.304	189	3.183	531	3.146	1336
12	3.440	189	1.531	797	2.577	1494

Tabla 2.- Caudal medio mínimo y su concentración de SDT

De esta manera, es posible inferir que el Q_{min} en la fase 1 y 2 es debido a las descargas ya que el gasto de descarga resultó igual o mayor al caudal base estimado.

El gasto de descarga de otras fuentes diferentes del doméstico es considerado intrínsecamente en este estudio, ya que el caudal mínimo es mayor al gasto de los principales tributarios del río Lerma, los cuales, tal como lo mencionan Salinas et al (2016), provienen de la industria, plantas de tratamiento y municipal.

Es relevante incorporar alguna herramienta que permita valorar los impactos volumétricos y cualitativos del gasto de trasvase en caudales superficiales. Una teoría que puede considera cantidades y cualidades de algún producto o servicio es el *emergy accounting* (Odum, 1996), el cual permite valorar en una base común la cantidad de energía presente en un producto o servicio mediante la emegía, cuyas unidades son los emJoules solares (SeJ).

CONCLUSIONES

Gracias a la identificación de fases de explotación, fue posible observar una mayor relación entre la explotación de agua subterránea y caudales superficiales.

Los impactos volumétricos y de calidad en el caudal base del río principal de la cuenca del CARL debido al trasvase SL son una muestra clara del efecto de sobreexplotación de aguas subterráneas.

Aún cuando se observó un incremento volumétrico promedio del 32.6% entre la fase 1 y 2 de explotación, la calidad del caudal mínimo se deterioró en 141.1% (en función de los SDT).

A pesar de mostrar un bajo coeficiente de determinación, en la fase 2 se observa un notable incremento en la relación entre el gasto de trasvase y el caudal base relativo a la descarga y precipitación, comparada con la fase 1.

Por otro lado, las descargas de agua residual y la precipitación muestran una asociación con el caudal mínimo. Sin embargo, es recomendable incorporar otras variables explicativas para el caudal base, por ejemplo, las descargas por otros usos como el industrial, así como la variación del coeficiente de escurrimiento debido al cambio de uso de suelo.

Q_{mini}: Caudal mínimo mensual medio de fase i, SDT_i: concentración de sólidos disueltos totales en fase i.

^{*1.} Calidad de agua inferida a partir de muestras en cuerpos de agua en la cuenca sin alteración humana significativa.

*2. Calidad de agua a partir de registros obtenidos por Fall et al. (2006)

Finalmente, se sugiere como alternativa para gestionar la evaluación de externalidades asociadas al trasvase, el análisis y diseño de un pago por servicios ambientales hidrológicos (PSAH) ponderado para conservar las fuentes de las que se extrae el vital líquido.

Referencias Bibliográficas

Aylward, B., Bandyopadhyay, J., Belausteguigotia, J., Borkey, P., Cassar, A., Meadors, L., Saade, I., Siebentritt, M., Stein, R., Tognetti, S., Tortajada, C., Allan, T., Bauer, C., Guimaraes-Pereira, A., Kendall, M., Kiersch, B., Laundry, C., Mestre Rodríguez, E., Meinzen-Dick, R., Moellendorg, S., Pagiola, S., Porras, I., Ratner, B., Shea, A., Swallow, B., Thomich, T., Voutchkov, N. (2005). Freshwater ecosystem services. In: Chopra, K. Leemans, R., Kumar, P., Simons, H. (Eds.), "Ecosystems and Human Well-being: Policy Responses", Washington DC, pp. 213-255.

CONAGUA (2007). MANUAL DE AGUA POTABLE, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO, México.

CONAGUA (2014). Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales, México, disponible en: http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Portada%20BANDAS.htm [consultado el 14 de junio del 2017]

Fall, C., Hinojosa-Peña A. & Carreño-de-León, M.C. (2006). Design of a monitoring network and assessment of the pollution on the Lerma river and its tributaries by wastewaters disposal. Science of the Total Environment, 1, 12.

Fonseca, C.R., Esteller, M.V. y Díaz-Delgado, C. (2013). Territorial approach to increased energy consumption of water extraction from depletion of a highlands Mexican aquifer. Journal of Environmenal Management, 1, 11.

Gohari, A, Eslamian, S, Mirchi, A, Abedi, J, Massha, A and Madani, K. (2013). Water transfer as a solution to water shortage: A fix that can Bacfire. Journal of Hydrology, 1, 17.

INEGI. (2010) Censo de población y vivienda 2010, disponible en http://www.beta.inegi.org.mx/proyectos/ccpv/1930/default.html [consultado el 28 de febrero del 2017]

INEGI. (2013). "Sistema de Cuentas Nacionales de México Cuentas económicas y ecológicas de México", IENGI, México.

Torres, L. (2014). "SISTEMA LERMA: una visión política en la gestión pública del agua, ¿solución Estatal o Federal?" Toluca, México: iapem.

Morse, J. (2017). Humpless Casemaker Caddisflies. octubre 01, 2017, de Macroinvertebrates.org Sitio web: http://www.macroinvertebrates.org/#/trichoptera/brachycentridae

Morris, J., Camino, M. (2011). "Economic Assessment of Freshwater, Wetland and Floodplain (FWF) Ecosystem Services". UK National Ecosystem Assessment Working Paper. Cranfield University.

Odum, H. (1996). Environmental Accounting Emergy and Environmental Decision Making. USA: John Wiley & Sons, inc.

Ordoñes, J.J. (2011). Aguas Subterráneas-Acuíferos. Lima-Peru: Global Water Partnership South America.

SCFI. (2012). NMX-AA-159. México: Secretaria de Comercio y Fomento Industrial.

Salinas, H., Flores, L., García, J.A., Tejeda, S., López, B. (2016). Modelación del Curso Alto del Río Lerma (CARL), utilizando QUAL2KW, considerando la distribución y variación de nitrógeno amoniacal y nitrógeno con nitratos, Aqua-LAC 8, 1, 34-43.

SEMARNAT (2010) Plan maestro para la restauración ambiental de la cuenca alta del río Lerma. Diagnóstico ecosistémico Tomo III. Marco Físico-Biótico, Gobierno del Estado de México/ Universidad de Chapingo.

Smakhtin, V.U. (2001). Low-flow hydrology: a review, Journal of Hydrology 240, 147-186.

SRTM (2010) Applying GeoSpatial Science for a Sustainable Future, disponible en https://earthexplorer.usgs.gov/ [consultado el 15 de Abril del 2017]

Torres, L. (2014). SISTEMA LERMA: una visión política en la gestión pública del agua, ¿solución Estatal o Federal?. Toluca, México: iapem.

USGS (2017) recuperado de URL. servicio Geológico de estados UNIDOS [cartógrafo]. Black Canyon City Cuadrángulo. (ca. 1:9,900.) Recuperado de http://nationalmap.gov/ustopo/UST_slideshow2/Black Cañón City_AZ/AZ_Black_Canyon_City_20141124_SR.html.



IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

REPRESENTACIONES SOCIALES EN LA GESTIÓN AMBIENTAL DE AGUAS SUBTERRÁNEAS ESTUDIO DE CASO EN UNA URBANIZACIÓN COSTERA

Mariana González, Aloma Sartor

Universidad Tecnológica Nacional - Facultad Regional Bahía Blanca, Argentina 11 de Abril 461 - Bahía Blanca. Tel. 0291 4555220 int. 174 mgonzal@frbb.utn.edu.ar, asartor@frbb.utn.edu.ar

RESUMEN:

Pehuén-Có es una villa balnearia ubicada en el sudoeste bonaerense que se abastece de agua exclusivamente desde el acuífero. Dado el perfil turístico de la localidad y así las fluctuaciones demográficas en distintas estaciones, se evidencia un marcado desajuste en la infraestructura de servicios sanitarios. Actualmente tanto el abastecimiento de agua como la disposición de líquidos cloacales corresponden a sistemas estáticos individuales en la transición hacia la implementación de una red de abastecimiento de agua. Los cambios evidenciados en la villa, tanto en su demografía como en su infraestructura, podrían generar una creciente presión de consumo sobre el agua subterránea con la transformación de áreas de particular valor para su almacenamiento como los médanos litorales y la contaminación de las napas freáticas, resultando en la afectación de su calidad y cantidad. El presente trabajo como parte de la investigación "Agua subterránea en Pehuén - Có. Estado actual, proyección y percepciones acerca del recurso" propone el conocimiento del recurso hídrico subterráneo a partir del estudio de las representaciones sociales de sus actores identificando los usos y demandas del agua subterránea y el estudio de las percepciones ambientales de la comunidad (en particular el conocimiento acerca de su vulnerabilidad y las expectativas de consumo ante los inminentes cambios en la infraestructura) en el marco de una gestión ambiental de los recursos hídricos.

ABSTRACT:

Pehuén-Có is a small town located in the southwest of Buenos Aires and supplied with groundwater. Given the tourist profile of the town and therefore the demographic fluctuations that occur, there is a marked mismatch in the sanitary services infraestructure. Currently, both the water supply and the sewage, constitute individual services, however the locality is in the transition towards the implementation of a centralized water supply system. The changes evidenced in the town, as much in its demography as in its infrastructure, could generate an increasing pressure of consumption on the groundwater with the transformation of areas of particular value for its storage like the coastal dunes, and its contamination as modification the quality and quantity of the water deposits. This paper as part of the investigation "Groundwater in Pehuén - Có. Current status, projection and perceptions about the resource" proposes knowledge of the groundwater resources with the study of the social representations. Based on the identification of uses and demands of the groundwater identifies the community's environmental perceptions in the framework of an environmental management of water resources.

PALABRAS CLAVES: gestión ambiental, urbanizaciones costeras, representaciones sociales.

INTRODUCCIÓN

Pehuén - Có es un balneario del sudoeste bonaerense en el cual el abastecimiento de agua para consumo se efectúa exclusivamente desde el acuífero. Dado el perfil turístico de la localidad y por ende las fluctuaciones demográficas que se presentan en las distintas temporadas, se evidencia un marcado desajuste en la infraestructura de servicios. El abastecimiento de agua se efectúa por pozos de extracción individuales y el sistema sanitario es estático, también de modalidad individual.

En la actualidad la localidad se encuentra en una fase de transición hacia la implementación de un sistema centralizado de abastecimiento que acompaña además el crecimiento demográfico evidenciado en los últimos años. Estos cambios, tanto demográficos como de infraestructura, provocarían una creciente presión sobre el agua subterránea: la transformación de áreas de particular valor para su almacenamiento, como los médanos litorales, y la contaminación de las napas freáticas resultando en la afectación de la calidad y disponibilidad del recurso. (González, 2014).

El presente trabajo como parte de la investigación "Agua subterránea en Pehuén - Có. Estado actual, proyección y percepciones acerca del recurso" acerca el conocimiento del recurso hídrico subterráneo del lugar a partir del estudio de las representaciones sociales de sus actores en el marco de una gestión ambiental de los recursos hídricos.

OBJETIVOS

A partir de la identificación de los distintos usos y demandas del recurso agua subterránea en la localidad de Pehuén-Có y su caracterización cualicuantitativa, se propone:

- Estudiar las percepciones de los actores sociales respecto del agua subterránea, en particular su conocimiento acerca de la vulnerabilidad del recurso y sus expectativas de consumo ante la instalación de un sistema de distribución de agua por red.
- Evaluar posibles escenarios futuros en términos de disponibilidad y calidad del recurso de acuerdo a cambios en la densidad humana y habitacional y en respuesta a la adopción de un sistema de distribución de agua por red.
- Delinear las bases para una Gestión Ambiental del Recurso Hídrico Subterráneo a partir del estudio de las representaciones sociales y la evaluación de la prospectiva analizada.

FUNDAMENTACIÓN

En la conformación de un diagnóstico ambiental, existen tres aproximaciones informativas que se complementan: la científico - técnica, el conocimiento local de quienes están directamente implicados en la explotación de los recursos y la percepción de los actores sociales sobre el tema de estudio. Es decir que además de la aproximación técnica y científica existe otra aproximación perceptiva basada en la apreciación de la realidad por los actores sociales (Gómez Orea, 2007). Así es como la percepción, las actitudes y las representaciones de los actores sociales conforman un elemento imprescindible para la comprensión integral de un sistema (Fleming, 1975; citado en Fernández Moreno, 2008).

Desde el punto de vista de la planificación, las percepciones ambientales son consideradas como una fuente clave de información para los tomadores de decisiones en los procesos de gestión ambiental. Usualmente la imagen del ambiente difiere de modo apreciable entre los tomadores de decisiones y la interpretación que de esta misma realidad hacen otros actores (Heathcote, 1980; Bones, et al., 2004; citados en Fernández Moreno, 2008). Las representaciones sociales, por su

parte, son construcciones de significado que organizan las actitudes de los grupos sociales y que determinan sus expectativas y sus acciones (Abric, 1997; Jodelet, 1989). Así es como el conocimiento de las representaciones sociales alrededor del recurso agua puede resultar tan importante para una adecuada planificación como la información acerca de su rendimiento, caudales y estado químico y bacteriológico.

MATERIALES Y METODOS

El estudio se enmarca como una investigación de tipo cualitativo para la identificación de las representaciones de los actores sociales respecto del agua subterránea. Se selecciona este tipo de investigación siendo el interés del estudio, el significado de las experiencias y los valores humanos, el punto de vista interno e individual de las personas y el ambiente natural en que ocurre el fenómeno estudiado, así como la búsqueda de una perspectiva cercana de los participantes (Hernández Sampieri, R., 2010). Asimismo, y de acuerdo a la teoría de las representaciones sociales de Serge Moscovici (1979), se trata de una exploración de significados y experiencias, por lo que se desarrolla un análisis cualitativo en el que no se pretende establecer frecuencia sino determinar la diversidad de algún tema de interés dentro de una población dada, sin considerar el número de personas con la misma característica, sino su variación significativa dentro de esa población. La investigación se realiza en distintas etapas, primero la recolección de algunos datos, luego su análisis, luego el desarrollo de una hipótesis sobre el tema y luego el nuevo muestreo para la recolección de datos; esto en modo sucesivo hasta llegar a una saturación teórica de los conceptos o una explicación completa del fenómeno en estudio desarrollando tanto el muestreo, como las preguntas de investigación de modo interactivo con el análisis de datos. (Jansen, 2010).

Pereira de Sá (1998), señala imprescindible definir algunos aspectos metodológicos fundamentales durante el estudio de las representaciones sociales: 1. Enunciar exactamente el objeto de la representación; 2. Determinar los sujetos en cuyas manifestaciones discursivas y comportamientos se estudiará la representación; 3. Determinar las dimensiones del contexto sociocultural donde se desenvuelven los sujetos que se tendrán en cuenta para conocer sobre la representación. Se define entonces como objeto de representación el agua subterránea en Pehuén-Có a partir del estudio de las percepciones de los residentes temporarios y permanentes de esa villa balnearia.

Para el estudio de las representaciones se diseñó un modelo de encuesta y de entrevistas acorde con la metodología apropiada para estudios de tipo cualitativo (Hernández Sampieri, 2010). Para la encuesta se desarrolló un cuestionario que incluyó preguntas respecto del abastecimiento de agua, sustentabilidad del recurso, importancia de la preservación del recurso hídrico subterráneo y cambios en la infraestructura.

En el caso de las encuestas se realizaron preguntas cerradas, de respuesta directa, SI/NO y datos correspondientes a magnitudes. Se consultó existencia de algunos dispositivos en la red sanitaria, profundidad del pozo de extracción, profundidad del pozo absorbente, requerimientos de profundización de pozos de extracción, cantidad de pozos cegados, distancia entre ubicación de pozos (de extracción y abastecimiento), etc.

Para las entrevistas se desarrollaron preguntas abiertas de tipo prospectivo, las mismas se realizaron de modo personal, fueron grabadas y luego transcriptas a fin de no alterar el sentido de las respuestas y facilitar el posterior análisis.

Las preguntas se organizaron en cuatro bloques orientados recabar percepciones respecto de: cambios en la infraestructura de la villa balnearia, preservación y calidad del recurso hídrico, disponibilidad del recurso y predisposición a la implementación de la red de abastecimiento de agua.

Se analizaron un total de 32 encuestas y entrevistas considerando para el muestro la ubicación espacial de las mismas con una cobertura aleatoria de toda el área urbana de la localidad y la

tipología de actor social de los sujetos entrevistados (residentes permanentes o temporarios, actividad, etc.).

RESULTADOS

Si bien las percepciones fueron estudiadas tomando como material fundamental el análisis de las entrevistas, el cruce de información con el relevamiento obtenido a partir de las encuestas permitió realizar una aproximación cualitativa respecto del contexto sociocultural donde se desenvuelven los sujetos en cuyas manifestaciones se estudian las percepciones de los mismos respecto del objeto de representación.

Se observa en general una marcada diferencia entre las manifestaciones de los residentes temporarios y las manifestaciones de los residentes permanentes, como así también valoraciones marcadas de acuerdo a la actividad de los entrevistados.

Respecto de los requerimientos de infraestructura y servicios, los residentes permanentes coinciden en general en la necesidad de una red de gas natural como prioridad para la villa, no considerando relevante la red de abastecimiento de agua, ni cuestiones relacionadas a infraestructura relacionada a la playa. Por otro lado, en general los residentes temporarios manifiestan su preocupación acerca del mantenimiento de calles y bajadas a la playa como aspectos referidos a las necesidades de infraestructura y servicios.

Las necesidades vinculadas a la instalación de un hospital y adecuación del sitio de disposición final de residuos fueron las más relevantes, detectándose en las entrevistas con la mayor frecuencia.

En referencia a la planificación de la villa, se detectaron expresiones que vinculan la necesidad de una planificación para evitar el desarrollo de la villa siguiendo modelos de balnearios cercanos, en los cuales los atributos naturales han sido reemplazados por un acelerado crecimiento urbano sin planificación previa.

En tal sentido los atributos del lugar que más frecuentemente se observaron fueron: paz, tranquilidad, entorno natural.

En el desarrollo de las entrevistas y encuestas realizadas se manifiestan expresiones relacionadas tanto a la calidad como a la disponibilidad de agua. Analizando estas expresiones de acuerdo a las dimensiones planteadas por Moscovici, las representaciones sociales, definidas como "universos de opinión" pueden ser analizadas en tres dimensiones (Moscovici, 1979):

- De información: referido a los conocimientos y nociones con que cuenta un grupo respecto a un objeto social. En este caso surgen de las entrevistas, entre otras, las manifestaciones:

```
"el agua procede de la napa"
```

lo que da cuenta de conocimientos previos del sujeto respecto del recurso agua.

- De campo de representación: en relación a la organización del contenido de la representación en forma jerarquizada. Esto permite visualizar el carácter del contenido y las propiedades cualitativas referidas a un aspecto preciso del objeto de representación. Vinculado a esta dimensión surgen de las entrevistas, expresiones vinculadas a la calidad, entre otras:

[&]quot;por ahí una es mejor, otra es peor, depende de la profundidad"

[&]quot;la distancia y ubicación del pozo negro incide sobre la calidad del agua de perforación"

[&]quot;el tema es que se van contaminando los pozos, se usan pozos (absorbentes) y si tuviéramos cloacas el agua deja de contaminarse"

[&]quot;el agua es buena"

[&]quot;el agua es la misma siempre"

[&]quot;acá no compramos agua, si el agua es riquísima"

y también a la cantidad:

"el agua es infinita"

"todas las perforaciones tienen que tener esa profundidad, cuando ya es menos, bueno, se quedan sin agua y listo"

"las napas bajan en verano"

"me ha pasado de estar regando y que tengo que apagar el bombeador porque no chupa, porque se baja la napa"

"con lo que ha llovido y con los calores, qué sé yo, se va el agua"

"ya desde el anteaño pasado las napas van siendo cada vez menos, o sea que las napas van bajando"

"cuando no llueve mucho se nota"

"habría que limitar la superficie no absorbente, mantener alto grado de superficie absorbente y que los pluviales vayan al interior y no al exterior (del predio)"

- De actitudes: concerniente al juicio evaluativo que se asume frente al objeto de representación como un análisis de expresiones favorables y desfavorables. En relación a esta dimensión pueden asociarse las expresiones:

De acuerdo a Moscovici, de estas dimensiones, la actitud es la más frecuente y quizás la primera, dado que nos informamos y nos representamos una cosa únicamente después de haber tomado posición y en función de la posición tomada. A fin de responder a una pregunta, los datos de que disponen la mayor parte de las personas para formar una idea a propósito de un objeto preciso, son generalmente, a la vez, insuficientes y superabundantes (Moscovici, 1979).

Así, en relación a los aspectos referidos al recurso hídrico subterráneo, como origen de la fuente de abastecimiento, modo de explotación y forma de uso, en general los entrevistados manifiestan un sólido conocimiento, evidenciándose una marcada preocupación por la sustentabilidad de este recurso.

En relación a la instalación de la red de abastecimiento de agua potable mayormente los residentes, tanto temporarios como permanentes manifestaron no ser un requerimiento necesario:

[&]quot;la uso como viene, tomo mate, tomo café"

[&]quot;¿no probaste el agua de Pehuén-Có? Debieras, es más livianita"

[&]quot;el agua ya salía media verde"

[&]quot;el agua es totalmente segura, en mi casa sí"

[&]quot;acá nadie de los que tienen casa de fin de semana no cuidan el agua"

[&]quot;dejan el riego prendido durante 15 días seguidos"

[&]quot;todo se basa sobre el agua para darle confort al turista"

[&]quot;mucha gente viene a buscar agua acá porque le gusta el agua"

[&]quot;no se puede manejar el crecimiento"

[&]quot;...tres paisanos que tengan ganas y amor propio por Pehuén"

[&]quot;acá los riegos prendidos en invierno, lloviendo, y eso parece que no pero estás sacando de un pozo y ese es el problema de las napas acá"

[&]quot;la gente que no vive acá cuida más que la que vive acá"

[&]quot;ya todos tienen perforaciones, todos están con el agua ya"

[&]quot;así que agua de red como cuando éramos chicos, ya no consume nadie agua de red"

[&]quot;yo no sé pero para mí es una cosa que ya están hechas todas las instalaciones"

[&]quot;yo tengo buena agua acá y esto anda"

[&]quot;es agua de pozo con más profundidad pero no está purificada"

Respecto de la disposición al pago del servicio, las posiciones son variadas, por un lado de quienes lo perciben como un costo adicional innecesario:

"no, porque ya estábamos acostumbrados a que se pagaba con la luz"

y por otro lado de quienes lo asocian a un costo hoy absorbido por el servicio de energía eléctrica:

"en realidad de alguna manera u otra se paga igual porque la bomba trabaja o sea que si no lo pagás en agua lo pagás en luz"

"el costo de las boletas de luz, producto de que no hay agua, porque el agua se abastece con energía eléctrica y prender la bomba una vez, dos veces, tres veces por día tiene un impacto de miles"

Se le asignó a la misma una importancia relativa baja en relación a otras necesidades manifestadas como instalación de un hospital, red de gas natural, un relleno sanitario, y otros nombrados con menor frecuencia como iluminación, orden y limpieza, instalación de un cajero automático, supermercado, farmacia, entre otros:

En el desarrollo de las entrevistas los sujetos entrevistados mostraron en general un alto grado de compromiso y manifiesta preocupación en relación al desarrollo urbano de la villa.

CONCLUSIÓN

Los resultados de este análisis muestran la apropiación del recurso hídrico como un factor clave de desarrollo por parte de la comunidad y una marcada preocupación por la sustentabilidad del recurso. Su modalidad de uso a partir de extracciones al acuífero en forma individual en las condiciones actuales, podría limitar el desarrollo urbano de la villa balnearia, no obstante, la puesta en marcha del servicio de abastecimiento de agua potable ofrece posibilidades de desarrollo vinculadas principalmente al turismo. Esta oportunidad en muchos casos no es representada en las percepciones de los residentes de la villa, tanto temporarios como permanentes, quienes asocian mayormente el servicio a un costo adicional innecesario; vinculando su requerimiento a satisfacer las necesidades relativas a ocio y descanso.

A través del planteamiento de posibles escenarios de futuro evidenciados en el estudio de las representaciones, resulta indispensable potenciar el inminente desarrollo de esta localidad enmarcado en una planificación estratégica que contemple entre otros aspectos relacionados a la infraestructura de la villa, la gestión ambiental de sus recursos hídricos como un factor clave para su sustentabilidad.

Es así que el estudio de las representaciones sociales cobra una importancia significativa a partir de la necesidad de generar conocimiento que permita aportar elementos para el diseño y ejecución de planes y políticas públicas en los que se considere la relación de los actores sociales

[&]quot;yo la verdad que no estaría de acuerdo con tener red de agua, en sesenta años nunca hemos tenido problemas"

[&]quot;acá no pasó nadie a preguntar si quiero agua, no me parece necesario poner una red de agua"

[&]quot;no tengo certeza de que sea necesaria su implementación"

[&]quot;para mí no es tan necesario el agua, es más necesario por ahí el gas"

[&]quot;yo con lo del gas me anoto, el agua no sería tan grave"

[&]quot;un hospital y la red de gas natural, el agua ya está hay que abrirla nomás"

[&]quot;el gas natural es más importante que el agua"

con el recurso y permitan conocer cómo abordar los problemas actuales a partir de la identificación del origen de los mismos.

REFERENCIAS

Abric, J. C. (1997). Las representaciones sociales: aspectos teóricos. En: Abric J. C. (Dir.), Prácticas sociales y representaciones. México: Coyoacán.

Fernández Moreno, Y. (2008). ¿Por qué estudiar las percepciones ambientales? Una revisión de la literatura mexicana con énfasis en Áreas Naturales Protegidas. Espiral, vol. XV, núm. 43, septiembrediciembre, 2008, pp. 179-202. Universidad de Guadalajara

Gómez Orea, D. (2007). Consultoría e Ingeniería Ambiental. Editorial Mundi-Prensa.

González, M.; Sartor, A.; Zalba, S. (2014). Gestión de aguas subterráneas en urbanizaciones costeras. Caso Pehuén - Có. IRFH 2014 - 2do. Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos. - 1a ed. - Ezeiza: Instituto Nacional del Agua.

Hernández Sampieri, R. (2010). Metodología de la Investigación. Editorial Mc Graw Hill. Quinta Edición.

Jansen, H. (2010). *The Logic of Qualitative Survey Research and its Position in the Field of Social Research Methods.* Forum: Qualitative Social Research-Sozialforschung. Volume 11, No. 2, Art. 11.

Jodelet, D. (1989). *La representación social: fenómenos, concepto y teoría*. En: Moscovici S., Psicología Social II: Pensamiento y vida social. Psicología social y problemas sociales. Barcelona: Paidós.

Martín-López, B., Gómez-Baggethun, E., Montes, C. (2009). Un marco conceptual para la gestión de las interacciones naturaleza-sociedad en un mundo cambiante. Cuaderno Interdisciplinar de Desarrollo Sostenible CUIDES 3: 229-258.

Moscovici, S. (1979). El psicoanálisis, su imagen y su público. Editorial Huemul. Buenos Aires

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

ANÁLISIS DE LA ESTABILIDAD DE VEHÍCULOS FRENTE A INUNDACIONES. EL CASO DE LA RAMBLA DEL POYO

Ricardo A. Bocanegra¹, Félix R. Francés² y Francisco J. Vallés³

1 Universitat Politècnica de València – Estudiante de doctorado, Colombia, ribovi@doctor.upv.es 2 Universitat Politècnica de València – Instituto de Investigación en Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA), España, ffrances@hma.upv.es

3 Universitat Politècnica de València – Instituto de Investigación en Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA), España, fvalmo@hma.upv.es

RESUMEN:

Las inundaciones pueden afectar los vehículos y éstos a su vez pueden exacerbar las consecuencias de las inundaciones cuando son arrastrados por el flujo. Debido a esto, una apropiada gestión de inundaciones requiere la identificación de las zonas seguras para los vehículos durante este tipo de eventos. En el presente artículo se determinaron los sectores que resultarían seguros para los coches en los cascos urbanos de los municipios de Massanassa y Alfafar de la provincia de Valencia (España) durante la creciente de la Rambla del Poyo correspondiente al período de retorno de 100 años. Adicionalmente se realizó un análisis de sensibilidad con el fin de determinar el impacto de las características hidrodinámicas de los flujos desbordados en la estabilidad de los vehículos. La estabilidad de los coches fue determinada a través del modelo propuesto por Arrighi et al. (2016). Se encontró que la creciente analizada representa una alta amenaza para los vehículos que circulan o están estacionados en la zona de estudio ya que éstos perderían su estabilidad en un porcentaje significativo de las áreas que resultarían inundadas debido principalmente al fenómeno de flotación y, en menor medida, al fenómeno de arrastre. El análisis de estabilidad permitió identificar que la variación en los calados y el ingreso de agua en los vehículos ejerce una fuerte influencia en la estabilidad de los coches localizados en la zona de estudio.

ABSTRACT:

Floods can affect vehicles and these in turn can exacerbate the consequences of floods when they are washed away by the flow. Due to this, proper flood management requires the identification of safe areas for vehicles during these types of events. In this article, the sectors that would be safe for cars in the urban centers of the municipalities of Massanassa and Alfafar of the province of Valencia (Spain) during the flood of the Rambla del Poyo with a return period of 100 years were determined. Additionally, a sensitivity analysis was carried out in order to determine the impact of the hydrodynamic characteristics of the overflowed flows on the stability of the vehicles. The stability of the cars was determined through the model proposed by Arrighi et al. (2016). It was found that the analyzed flood represents a high threat for the vehicles that circulate or are stationed in the study area since they would lose their stability in a significant percentage of the areas that would be flooded, due mainly to the phenomenon of flotation and, to a lesser extent, to the phenomenon of drag. The stability analysis allowed identifying that the variation in depths and the entry of water into vehicles exert a strong influence on the stability of the cars located in the study area.

PALABRAS CLAVES: Vehicles stability, Floods, Rambla del Poyo

INTRODUCCIÓN

Las inundaciones constituyen el fenómeno natural con el mayor impacto en las actividades humanas en relación con las otras amenazas naturales. Entre los principales daños causados por las inundaciones se tienen las pérdidas de vidas y económicas, gran parte de las cuales están relacionadas con la seguridad de los vehículos y la imposibilidad del tráfico vehicular para circular por zonas inundadas.

Las crecientes de los ríos pueden afectar en forma importante los sistemas de transporte debido al cierre de las vías y la amenaza que generan para los vehículos que están circulando o están aparcados en la llanura de inundación (Teo et al. 2012). Al ser arrastrados por los flujos desbordados, los vehículos pueden constituirse en detritos que agravan las consecuencias de las inundaciones al golpear la infraestructura existente y taponar las estructuras hidráulicas (Teo et al., 2012; Pregnolato et al., 2017). En agosto de 2010 una creciente ocurrida en el municipio de Águilas en España arrastró quince coches, siete de los cuales llegaron hasta el mar y los restantes ocho golpearon varios muros y palmeras (Castejón y Romero, 2014). En abril de 2013 una inundación causada por una precipitación de 398 mm en pocas horas en la ciudad de La Plata en Argentina causó la muerte de más de 60 personas e inundó y arrastró una gran cantidad de vehículos (Cáneva, 2014). En mayo de 2018 en la ciudad de Barranquilla en Colombia más de 40 coches fueron arrastrados por los arroyos generados por una precipitación superior a los 80 mm (El tiempo, 2018). En las ciudades el mayor número de muertes durante las inundaciones son debidas a los vehículos ya que son conducidos en vías inundadas (Fitzgerald et al., 2010). En Estados Unidos el 45.4 % de las víctimas fatales durante inundaciones está relacionado con el uso de vehículos (Jonkman and Kelman, 2005). En Texas en promedio cada año 15 conductores de automóviles se ahogan al conducir sus vehículos en vías o pasos subterráneos inundados (Maples y Tiefenbacher, 2009).

Además de las víctimas fatales y los daños a la infraestructura, el arrastre de vehículos también genera afectaciones en el tráfico vehicular y en todas las actividades relacionadas con él. Adicionalmente, el rescate de personas atrapadas en sus vehículos en zonas inundadas resulta altamente costoso en términos de tiempo y recursos.

Como consecuencia de los cambios en el clima y el crecimiento urbanístico, se espera que este tipo de amenaza continúe presentándose en el futuro (Xia et al., 2011). En consecuencia, para una adecuada gestión del territorio es necesario identificar las zonas seguras para los diferentes tipos de vehículos durante las inundaciones. En el presente artículo se determinaron los sectores que podrían representar una amenaza para los coches en los cascos urbanos de los municipios de Massanassa y Alfafar de la provincia de Valencia (España) durante la creciente de la Rambla del Poyo con período de retorno de 100 años. Para esto, inicialmente se realiza una descripción de los mecanismos que causan la pérdida de estabilidad de un vehículo, luego se describe el modelo desarrollado por Arrighi et al. (2016), posteriormente a través de la implementación de este modelo, se determinan las zonas seguras e inseguras para dos tipos de vehículos en los municipios referenciados y finalmente se realiza un análisis de sensibilidad con el fin de determinar el impacto de las características hidrodinámicas de los flujos desbordados en la estabilidad de los vehículos.

FUERZAS ACTUANTES EN UN VEHICULO PARCIALMENTE SUMERGIDO

En un vehículo parcialmente sumergido actúan la fuerza de flotación F_B , la fuerza de ascensión F_L , el peso propio W, la fuerza de arrastre F_D y la fuerza de rozamiento F_R (Figura 1).

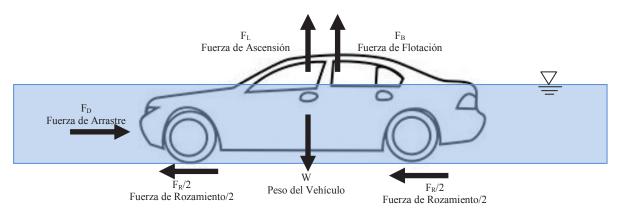


Figura 1.- Fuerzas actuantes en un vehículo parcialmente sumergido

La fuerza de flotación F_B se calcula de acuerdo con la siguiente expresión:

$$F_B = \rho g V \tag{1}$$

donde ρ es la densidad del agua, g es la aceleración debido a la gravedad y V es el volumen de agua desplazado por el vehículo.

La fuerza de ascensión F_L está dada por:

$$F_L = \frac{1}{2}\rho C_L v^2 A \tag{2}$$

donde v es la velocidad del flujo, C_L es el coeficiente de ascensión y A es el área sumergida proyectada en dirección normal al flujo.

La fuerza de arrastre F_D está determinada por la siguiente expresión:

$$F_D = \frac{1}{2}\rho C_D v^2 A$$
 [3]

donde C_D es el coeficiente de arrastre

El peso W del vehículo se obtiene a través de la siguiente ecuación

$$W = \rho_c g V_c \tag{4}$$

donde ρ_c es la densidad del vehículo y V_c es el volumen del vehículo.

La fuerza de rozamiento F_R está dada por:

$$F_R = \mu F_N \tag{5}$$

donde μ es el coeficiente de fricción y F_N es la fuerza normal de reacción del suelo, la cual en una pendiente horizontal es igual al peso del vehículo menos las fuerzas de flotación y de ascensión.

ESTABILIDAD DE VEHICULOS

Los mecanismos hidrodinámicos que causan la pérdida de estabilidad de un vehículo son la flotación y el deslizamiento (Arrighi et al., 2016). La pérdida de estabilidad de un vehículo por flotación se presenta cuando la fuerza de flotación F_B y la fuerza de ascensión F_L superan el peso del vehículo W. Dado que en los vehículos actuales el motor se encuentra en la parte delantera, la mayoría de las veces inicialmente las ruedas posteriores pierden el contacto con el piso y el vehículo gira apoyado en las ruedas anteriores y posteriormente, en muchas ocasiones, es desplazado por el flujo (Figura 2a). Este tipo de perdida de estabilidad se presenta principalmente cuando el flujo presenta bajas velocidades y altas profundidades.

La pérdida de estabilidad por deslizamiento ocurre cuando la fuerza de arrastre F_D ejercida por el flujo supera la fuerza de rozamiento F_R , la cual depende del coeficiente de fricción entre las llantas del vehículo y la superficie húmeda (Figura 2b). Los mecanismos de flotación y deslizamiento interactúan entre sí, ya que las fuerzas de flotación F_B y ascensión F_L generan una disminución en la fuerza normal F_N , por lo cual la fuerza que se opone a la fuerza de arrastre F_D disminuye.

Otro mecanismo que causa la pérdida de estabilidad de los vehículos es el volcamiento, el cual parece presentarse sólo cuando los vehículos ya han sido arrastrados por el flujo o han flotado y encuentran un terreno irregular (Figura 2c.)

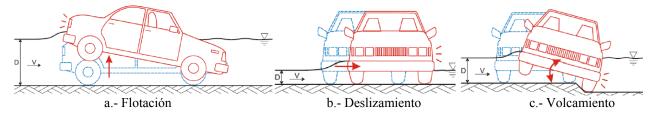


Figura 2. Mecanismos de pérdida de estabilidad de vehículos. Fuente: Shand et al. (2011)

METODOLOGIA

A pesar de que el arrastre de vehículos puede profundizar los efectos negativos de las inundaciones, hasta la fecha se han realizado muy pocos estudios sobre este aspecto. La mayoría de los estudios experimentales disponibles fueron realizados durante las décadas de los 60's y 70's en canales de laboratorio y se realizaron algunos análisis teóricos en la década de los 90's. Sin embargo, estos estudios podrían no ser representativos de las condiciones actuales debido a los cambios significativos que se han presentado en los últimos años en los diseños y materiales de los vehículos (Teo et. al, 2012; Arrighi et al. 2015).

Recientemente se han desarrollado algunos modelos para determinar la estabilidad de los vehículos en inundaciones con base en el análisis la interacción vehículo – flujo (p. ej. Teo et al., 2012; Austroads et al., 2008, etc.). En el presente estudio se utilizó el modelo propuesto por Arrighi et al. (2016) debido a que se considera que entre los modelos disponibles es uno de las más robustos, ya que: (i) las ecuaciones que plantea se apoyan en una base teórica sólida (ii) considera en su planteamiento el número de Froude, el cual es un parámetro muy importante y ampliamente utilizado en muchas formulaciones, (iii) permite considerar simultáneamente condiciones de estanqueidad y de no estanqueidad de los vehículos y, (iv) permite determinar la estabilidad para cualquier vehículo.

A partir del balance de fuerzas horizontales que actúan sobre un carro localizado en un plano de pendiente igual a cero y con base en el esquema presentado en la Figura 3, Arrighi et al. (2016) definen el siguiente parámetro de movilidad θ_v :

$$\theta_{v} = \frac{2L}{(H_{v} - h_{c})} * \frac{l}{l*Cos\beta + L*sin\beta} * \left(\frac{\rho_{c}*(H_{v} - h_{c})}{\rho*(H - h_{c})} - 1\right)$$
[1]

donde ρ_c es la densidad media del coche, ρ es la densidad del agua, g es la aceleración debida a la gravedad, h_c es la distancia existente entre el chasis y el suelo, H es la profundidad de agua no disturbada, β es el ángulo de incidencia del flujo y H_v , L y l son, respectivamente, la altura, la longitud y el ancho del vehículo.

El parámetro de movilidad θ_v se define para profundidades de agua superiores a la altura del chasis y está compuesto por tres factores: El primero factor $(2L/(H_v - h_c))$ tiene en cuenta la forma del vehículo, el segundo factor considera el ángulo de incidencia del flujo y el tercer factor considera el peso sumergido relativo del automóvil.

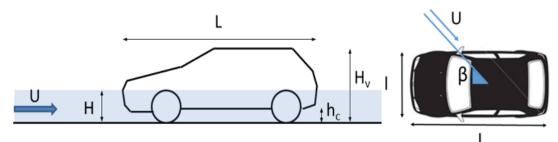


Figura 3.- Geometría del coche utilizado para determinar el parámetro de movilidad θv . Fuente: Arrighi et al. (2016)

El parámetro de movilidad θ_v fue calculado utilizando los datos experimentales reportados por Shut et al. (2011) y Xia et al. (2011, 2014), los cuales incluyeron mediciones realizadas en siete modelos de carros con escalas 1:14, 1:18 y 1:43. Los resultados obtenidos fueron graficados contra los correspondientes números de Froude obteniendo un umbral de estabilidad crítico θ_{vcr} (Figura 4), el cual separa la zona segura (localizada sobre la curva) de la zona insegura (bajo la curva) en la cual es probable que los vehículos pierdan su estabilidad.

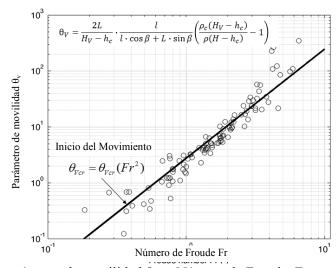


Figura 4.- Gráfica del parámetro de movilidad θ_v vs Número de Froude. Fuente: Arrigui et al. (2016)

El parámetro de movilidad crítico θ_{ver} puede ser determinado a través de la siguiente ecuación:

$$\theta_{Vcr} = 8.2 * Fr^2 - 14.1 * Fr + 5.4$$
 [2]

donde Fr es el número de Froude.

Finalmente, la estabilidad de un vehículo se establece mediante la determinación de un índice de amenaza, el cual se calcula como la relación entre el parámetro de movilidad crítico θv_{cr} y el parámetro de movilidad θv para un vehículo de referencia predefinido de acuerdo con la siguiente expresión:

$$\frac{\theta_{Vcr}}{\theta_{V}} \begin{cases} > 1 & \text{Vehículo en movimiento por deslizamiento} \\ = 1 & \text{Inicio del deslizamiento del vehículo} \\ < 1 \text{ y} \ge 0 & \text{Vehículo en reposo} \\ < 0 & \text{Vehículo en movimiento por flotación} \end{cases}$$
[3]

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La Rambla del Poyo es una corriente de agua intermitente localizada en la provincia de Valencia — España que se origina en la confluencia de los barrancos Grande y de la Cueva Morica, los cuales

nacen a una elevación aproximada de 1023 msnm, y el barranco Gayo que nace a una altura aproximada de 844 msnm. Desemboca en L' Albufera, tiene una longitud aproximada de 43.5 km y una cuenca hidrográfica de 430 km² (Figura 5). La pendiente de la cuenca fluctúa entre valores superiores al 16% en la parte alta e inferiores al 2% en la parte baja. Las temperaturas máximas medias anuales son de 22°C y las mínimas de 11°C. La precipitación media anual fluctúa entre 450 y 500 mm, con lluvias intensas en otoño y en primavera y valores bajos en invierno y en verano. Existe un alto porcentaje de meses sin precipitaciones y eventos extraordinarios en los que la precipitación puede exceder el promedio anual.

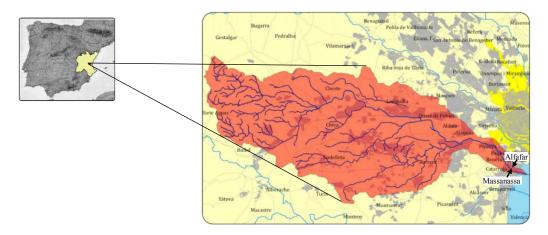


Figura 5.- Localización de la Rambla del Poyo. Fuente: Salazar (2013)

La configuración de la red de cauces propicia una rápida concentración de caudales en la cabecera y posteriormente un retardo en el cauce principal. La rambla se caracteriza por estar altamente intervenida en todo su recorrido y por presentar inundaciones relámpago con hidrogramas de picos muy pronunciados, tiempos de base cortos y ramas ascendentes de pendientes muy fuertes y ramas descendentes de pendientes más suaves. El caudal máximo anual registrado es de 527.3 m³/s aunque durante algunos años el caudal ha sido nulo. La zona inundable de la Rambla del Poyo tiene una extensión de 188 Km², afectando 23 municipios localizados en las partes media y baja de la cuenca (Salazar, 2013).

En la cuenca están localizados 26 municipios entre los que se encuentran los municipios de Massanassa y Alfafar, los cuales están asentados en la parte baja. En estos municipios el principal uso del suelo es el residencial con comercios y servicios localizados en las plantas bajas, especialmente en sectores cercanos a las plazas (Salazar, 2013).

DETERMINACIÓN DE LA ESTABILIDAD DE LOS VEHÍCULOS

El modelo propuesto por Arrighi et al. (2016) fue utilizado para determinar la estabilidad que presentarían los vehículos en los municipios de Massanassa y Alfafar durante una creciente de la Rambla del Poyo correspondiente al período de retorno de 100 años. Los resultados de la modelación de esta creciente fueron suministrados por la Confederación Hidrográfica del Júcar y pueden ser consultados en los informes del proyecto *Elaboración de los Mapas de Peligrosidad* (CHJ, 2011). En algunos sectores de los municipios estudiados las profundidades de flujo para el evento modelado excederían los 4.0 m (Figura 6a) y las velocidades llegarían a ser superiores a los 3.0 m/s (Figura 6b).

Adicionalmente, con el objetivo de analizar el impacto de las características hidrodinámicas de los flujos desbordados en la estabilidad de los vehículos, se realizó un análisis de sensibilidad para determinar la variación de los índices de amenaza ante modificaciones en los calados y en las profundidades de flujo. Para este análisis se consideraron tres profundidades diferentes: las

obtenidas mediante la modelación matemática para la creciente de la Rambla del Poyo con período de retorno de 100 años y estas mismas profundidades disminuidas en 0.25 y 0.50 m. Esta última variación en las profundidades corresponde aproximadamente a la diferencia media de los calados correspondientes a las crecientes con períodos de retorno de 50 y 100 años. También se consideraron tres velocidades de flujo diferentes: las obtenidas a través del modelo matemático para la creciente ya referenciada y estas mismas velocidades incrementadas en un 50 y en un 100%.

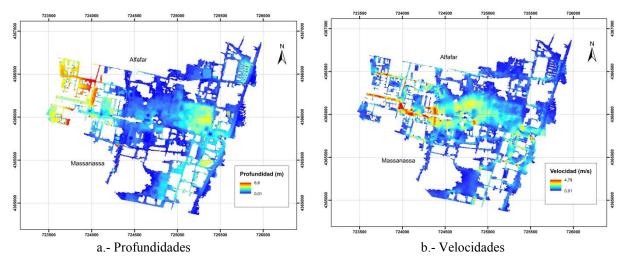


Figura 6.- Calados y velocidades de los flujos desbordados en los municipios de Massanassa y Alfafar debido a la creciente del Rambla del Poyo correspondiente al período de retorno de 100 años. Fuente: Informes del Proyecto *Elaboración de los Mapas de Peligrosidad* (CHJ, 2011)

Se determinaron los índices de amenaza para los vehículos Mercedes G55AMG y Mercedes GLA, los cuales corresponden, respectivamente, a un vehículo SUV altamente estable y a un vehículo grande de pasajeros de acuerdo con la clasificación propuesta por la Australian Rainfall and Runoff -AR&R- (Shand et al., 2011). Las características de estos vehículos se presentan en la Tabla 1. La estabilidad de los vehículos se determinó asumiendo que los coches estaban orientados en sentido normal al flujo, la cual generalmente corresponde a la condición más desfavorable ya que se maximizan el área de la sección transversal expuesta al flujo y, consecuentemente, la fuerza hidrodinámica aplicada sobre los vehículos (Smith et. al, 2017).

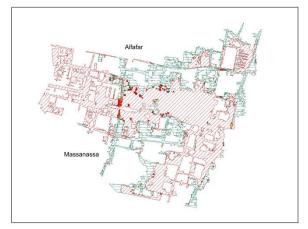
Tabla 1.- Características de los vehículos estudiados

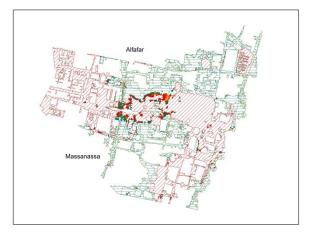
Vehículo	Longitud (m)	Ancho (m)	Altura (m)	Distancia libre al suelo (m)	Densidad (kg/m³)
Mercedes G55 AMG	4,662	1,864	1,931	0,22	153,8
Mercedes GLA	4,417	1,804	1,494	0,168	126,4

Los índices de amenaza se calcularon considerando inicialmente condiciones de estanqueidad de los coches y posteriormente considerando el ingreso de un volumen de agua al interior de los vehículos tal que el peso y la densidad de los mismos se duplicó. En total los índices de amenaza se calcularon para 36 escenarios diferentes resultantes de la combinación de las tres profundidades de flujo, las tres velocidades, los dos tipos de coches y las dos condiciones de estanqueidad consideradas.

En la Figura 7 se presentan los resultados obtenidos para la creciente de la Rambla del Poyo con período de retorno de 100 años y en la Figura 8 los resultados alcanzados al considerar velocidades iguales al doble y profundidades inferiores en 0.5 m a los valores de esta creciente. Los índices de amenaza obtenidos al aplicar el modelo descrito fueron divididos en 5 rangos: índices menores a cero, los cuales corresponden a sectores en los cuales los vehículos perderían su estabilidad por flotación; índices entre 0 y 0.5 y entre 0.5 y 1.0 los cuales indican que los vehículos probablemente permanecerán estables e; índices entre 1.0 y 1.5 y mayores a 1.5, los cuales corresponden a sectores en los que los vehículos perderían su estabilidad por arrastre. En la Tabla 2 se indican, en términos

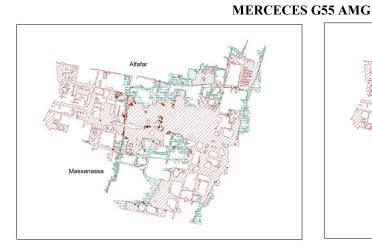
porcentuales, los índices de amenaza que presentarían los sectores que resultarían inundados al considerar cada uno de los escenarios planteados.

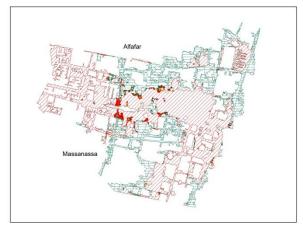




Considerando Vehículo Estanco

Considerando Ingreso de Agua al Vehículo





Considerando Vehículo Estanco

Considerando Ingreso de Agua al Vehículo MERCECES GLA

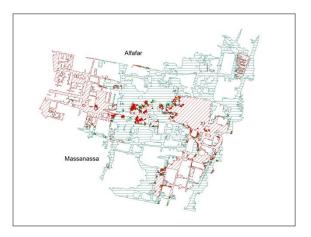
Índice de Amenaza							
Pérd. Estab. por Flotación Zonas seguras Pérd. Estab. por arrastre							
<0	0 - 0.5	0.5-1	1-1.5	>1.5			

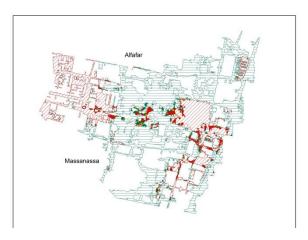
Figura 7.- Distribución de los Índices de Amenaza para los Vehículos Mercedes G55 AMG y Mercedes GLA en los municipios de Massanassa y Alfafar ante la Creciente de la Rambla Del Poyo con Período de Retorno de 100 años

Los resultados obtenidos indican que la creciente con período de retorno de 100 años de la Rambla del Poyo representa una alta amenaza para los automóviles en la zona de estudio, ya que a pesar de que se analizó el comportamiento de un vehículo 4WD, el cual es un coche pesado y de grandes dimensiones, y de un vehículo grande de pasajeros de un tamaño y peso relativamente grandes, éstos perderían su estabilidad en gran parte de las zonas que resultarían inundadas debido principalmente al fenómeno de flotación y en menor medida al fenómeno de arrastre.

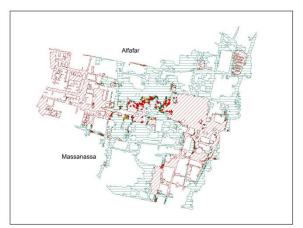
Las circunstancias más adversas para la estabilidad de los vehículos corresponden a las estudiadas en el escenario que considera los mayores valores de profundidad y velocidad de flujo estudiados y condiciones de estanqueidad de los carros. En este escenario, el cual considera las mismas profundidades y duplica las velocidades de la creciente de la Rambla del Poyo con período de retorno de 100 años, el 65.4% de las áreas inundadas serían peligrosas (es decir, presentarían condiciones que generarían la desestabilización de los vehículos) y el restante 34.6% de las áreas serían seguras para el Mercedes G55 AMG mientras que para el Mercedes GLA el 71.7% de las

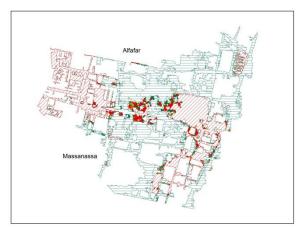
áreas inundadas serían peligrosas y el 28.3% serían seguras. En contraste, las condiciones menos desfavorables para los carros se presentarían cuando se considera el ingreso de agua a los vehículos y las profundidades de flujo y las velocidades tienen los menores valores estudiados, las cuales corresponden a las mismas velocidades y a las profundidades disminuidas en 0.5 m de la creciente de la Rambla del Poyo con período de retorno de 100 años. En este escenario el 75.4% del área resultaría segura y el 24.6% resultaría peligrosa para el Mercedes G55 AMG, mientras que para el Mercedes GLA los porcentajes de áreas seguras y peligrosas serían del 69.8% y 30.2%, respectivamente.





Considerando Vehículo Estanco Considerando Ingreso de Agua al Vehículo MERCECES G55 AMG





Considerando Vehículo Estanco Considerando Ingreso de Agua al Vehículo MERCECES GLA

Indice de Amenaza							
Pérd. Estab. por Flotación Zonas seguras Pérd. Estab. por arrastre							
<0	0 - 0.5	0.5-1	1-1.5	>1.5			

Figura 8.- Distribución de los Índices de Amenaza para los Vehículos Mercedes G55 AMG y Mercedes GLA en los municipios de Massanassa y Alfafar ante la Creciente de la Rambla Del Poyo con Velocidades iguales al Doble y Profundidades inferiores en 0.5 m a los Valores de la Creciente con Período de Retorno de 100 años

Las zonas que resultaron seguras durante los eventos de inundación analizados son mayores para el Mercedes G55 AMG que para el Mercedes GLA, con una diferencia media aproximada de 6.5%. Esto indica que, tal como era previsible, el Mercedes G55 AMG es un vehículo más estable como consecuencia de su mayor peso, su mayor densidad y su mayor distancia libre entre el chasis y la superficie del terreno. Debe señalarse que la diferencia entre las áreas seguras para los dos automóviles se incrementa a medida que aumenta la profundidad de los flujos desbordados.

Tabla 2.- Distribución Porcentual de los Índices de Amenaza de los Vehículos Mercedes G55 AMG y Mercedes GLA ante Crecientes de la Rambla Del Poyo

Escenario				Porcentaje de Areas Inundadadas (%) (1)									
	Estan-							ndice de	Amenaza				
	queidad/	Profun			Mercedes G55AMG			Mercedes GLA					
No.	No	didad	Velocidad	Pérdida	Zonas so		Pérdi		Pérdida		eguras –		da de
	Estan-	(m)	(m/s)	Estab. por	sin mov		Estabilio	-	Estab. por		imiento	Estabili	
	queidad	. ,		Flotación	del c		Desliza		Flotación		oche	Desliza	
		5 (3)	- (3)	<0.0		0.5-1.0	1.0-1.5	>1.5	<0.0	0 - 0.5	0.5-1.0	1.0- 1.5	>1.5
1		Real ⁽³⁾	Real ⁽³⁾	62.09	35.55	0.66	0.36	1.34	69.47	29.17	0.54	0.24	0.58
2		Real	Real*1.5	62.09	34.43	0.99	0.49	2.00	69.47	28.14	0.92	0.34	1.12
3		Real	Real*2.0	62.09	33.56	1.06	0.61	2.67	69.47	27.29	1.06	0.56	1.62
4		Real-0.25	Real	44.20	52.69	1.11	0.51	1.49	50.87	46.72	0.88	0.44	1.09
5	Vehículo Estanco	Real-0.25	Real*1.5	44.20	51.14	1.32	0.81	2.53	50.87	45.66	0.93	0.60	1.94
6		Real-0.25	Real*2.0	44.20	50.00	1.47	0.73	3.60	50.87	44.77	1.06	0.57	2.74
7		Real-0.5	Real	31.86	66.23	0.78	0.26	0.87	36.36	62.06	0.69	0.20	0.68
8		Real-0.5	Real*1.5	31.86	65.02	1.06	0.54	1.52	36.36	60.97	1.01	0.47	1.18
9		Real-0.5	Real*2.0	31.86	64.22	1.06	0.60	2.26	36.36	60.11	1.10	0.51	1.91
10		Real ⁽²⁾	Real ⁽²⁾	46.74	48.82	1.84	0.77	1.83	56.80	39.94	1.22	0.66	1.39
11		Real	Real*1.5	46.74	46.60	2.00	1.07	3.59	56.80	37.89	1.91	0.74	2.65
12		Real	Real*2.0	46.74	44.77	2.27	1.11	5.11	56.80	36.38	1.92	1.23	3.68
13	Ingreso	Real-0.25	Real	33.61	63.35	1.50	0.50	1.03	39.94	55.82	1.83	0.82	1.59
14	de Agua al Vehí-	Real-0.25	Real*1.5	33.61	60.51	2.50	1.13	2.25	39.94	53.21	2.32	1.17	3.35
15	culo (2)	Real-0.25	Real*2.0	33.61	58.11	2.92	1.42	3.94	39.94	51.48	2.18	1.35	5.06
16		Real-0.5	Real	23.23	74.39	1.05	0.38	0.94	28.94	68.85	0.90	0.44	0.87
17		Real-0.5	Real*1.5	23.23	72.61	1.61	0.70	1.85	28.94	66.74	1.89	0.64	1.79
18		Real-0.5	Real*2.0	23.22	70.94	2.10	0.90	2.83	28.94	65.07	2.08	1.04	2.88

Los índices de amenaza se calcularon para todas las áreas que resultarían inundadas durante la creciente de la Rambla del Poyo correspondiente al período de retorno de 100 años

Se consideró que la densidad del coche se duplicó como consecuencia del ingresó de agua al interior del vehículo

Se denominó con el término "Real" a la profundidad y velocidad obtenidas mediante modelación matemática para la creciente correspondiente al de retorno de 100 años

Debe destacarse que, como era de esperarse, al considerar el ingreso del agua al interior de los vehículos el porcentaje de área de las zonas consideradas seguras para los dos coches estudiados aumentó para todos los escenarios en porcentajes que fluctuaron entre el 7.8% y el 14.4% para el Mercedes G55 AMG y entre el 5.9% y 11.5% para el mercedes GLA. El porcentaje de zonas en las que los vehículos perderían su estabilidad por flotación disminuiría en todos los escenarios, con reducciones medias entre 8.6% y 15.4% para el Mercedes G55 AMG y entre 7.4 y 12.4% para el Mercedes GLA. Las zonas en las que los vehículos perderían su estabilidad por arrastre continuarían siendo relativamente pequeñas, pero aumentarían en la mayoría de los escenarios; este incremento fluctuaría entre 0.2% y 1.0% para el Mercedes G55 AMG y entre 0.4% y 3.1% para el Mercedes GLA. Estos cambios en la estabilidad de los vehículos se deben al incremento en el peso y la densidad de los mismos.

La disminución de los niveles de agua de los flujos desbordados tiene un fuerte impacto en la estabilidad de los vehículos. Cuando las profundidades disminuyen en 0.25 m y 0.50 m, en el caso del Mercedes G55 AMG en condiciones de estanqueidad las zonas consideradas seguras se incrementan aproximadamente en 17.2% y en 30.7%, respectivamente, mientras que al considerar el ingreso de agua en el vehículo, para los mismos descensos de nivel las zonas seguras aumentarían en un 14.2 % y un 25.5%, respectivamente. En el caso del Mercedes GLA al disminuir los niveles de agua en 0.25 m y 0.5 m, las zonas seguras se incrementan aproximadamente en un 17.6% y en un 33.0% respectivamente al considerar que el vehículo es estanco y en un 15.9% y en un 28.8%

cuando se considera el ingreso de agua al interior del coche. Este incremento en la extensión de las zonas seguras indica que una adecuada gestión de las inundaciones puede tener un impacto muy importante en los vehículos y, en consecuencia, en el tránsito y todas las actividades asociadas a él.

El incremento en las velocidades de flujo conduciría a un ligero incremento en las áreas en las cuales la pérdida de estabilidad de los vehículos se presentaría debido al fenómeno de arrastre. Al incrementar las velocidades en un 50% y en un 100%, las áreas en las cuales el mercedes G55 AMG dejaría de ser estable debido a este fenómeno aumentarían en un 1% y en un 1.7% respectivamente cuando se consideran condiciones de estanqueidad y en 1.9% y 3.3%, respectivamente cuando se permite el ingreso de agua al vehículo. En el caso del mercedes GLA, al estudiar este mismo incremento de velocidades, las áreas en las cuales se presentaría la desestabilización de los vehículos por arrastre se incrementarían en 0.8% y 1.6% respectivamente al considerar que el vehículo es estanco y en 1.5% y 3.2% al admitir el ingreso de agua al interior del vehículo. Los porcentajes en los cuales aumentan las áreas en las que los vehículos serían arrastrados coinciden con los porcentajes en los cuales disminuyen las áreas que resultarían seguras durante estos eventos. Adicionalmente, se destaca que las áreas en las que se presentaría la inestabilidad de los vehículos crecen en mayor proporción en los escenarios en los que se consideran que el ingreso de agua al interior de los vehículos incrementa sus correspondientes densidades en un 100%. El impacto relativamente bajo que tiene el incremento de velocidades sobre la estabilidad de los vehículos se debe a que en los eventos estudiados los calados tienen valores relativamente altos, por lo cual la principal causa de desestabilización de los coches corresponde al fenómeno de flotación.

CONCLUSIONES

La creciente de la Rambla del Poyo correspondiente al período de retorno de 100 años representa una alta amenaza para los vehículos que circulan o están estacionados en los municipios de Alfafar y Massanassa ya que éstos perderían su estabilidad en un porcentaje significativo de las áreas que resultarían inundadas debido a los fenómenos de flotación y arrastre. Se destaca que la mayor afectación se presentaría como consecuencia de la flotación de los vehículos debida al empuje y al efecto de ascensión generado por los flujos desbordados, los cuales presentan calados relativamente altos. Debido a esto, las zonas en las que los vehículos perderían su estabilidad debido al fenómeno de arrastre tendrían una extensión relativamente baja.

Como era de esperarse, el Mercedes G55 AMG mostró ser un vehículo más estable que el Mercedes GLA como consecuencia de su mayor peso, su mayor densidad y su mayor distancia libre entre el chasis y la superficie del terreno. En todos los escenarios estudiados las zonas seguras para los automóviles resultaron ser mayores para el Mercedes G55 AMG.

Las circunstancias más adversas para la estabilidad de los vehículos ocurren cuando éstos son impermeables y simultáneamente se presenta altos calados y altas profundidades de flujo. En los escenarios en los que se estudiaron vehículos estancos y los mayores valores de calados y velocidades considerados, se alcanzó la mayor extensión de áreas en las que se presentarían condiciones que generarían la desestabilización de los vehículos

El ingreso de volúmenes de agua al interior de los vehículos provoca un aumentó en el peso y la densidad de los mismos, por lo cual su estabilidad frente a las inundaciones aumenta. Debido a esto, en los escenarios analizados las zonas seguras para los vehículos resultaron mayores cuando se consideró que los vehículos no eran estancos.

Una apropiada gestión de inundaciones permitiría mejorar significativamente la estabilidad de vehículos durante los eventos de inundación, por lo cual tendría un impacto positivo en el tránsito y

en todas las actividades asociadas a él. Debido a esto, los escenarios que consideraron las menores profundidades de flujo arrojaron las mayores extensiones de áreas seguras para los automóviles.

Un incremento en las velocidades de los flujos desbordados conduce a un aumento de las probabilidades de que un vehículo pierda su estabilidad debido al fenómeno de arrastre. En aquellos escenarios en los que se consideraron las mayores velocidades se obtuvo la mayor proporción de áreas en las que los vehículos serían arrastrados.

La determinación de los niveles de amenaza a los que estarían sometidos los vehículos durante inundaciones puede contribuir significativamente a disminuir los efectos negativos de este tipo de eventos. Los resultados del presente estudio pueden ser utilizados por las entidades encargadas de ordenar el territorio con el fin de diseñar y adoptar medidas no estructurales e implementar planes de acción y prevención para la mitigación del riesgo de inundaciones.

REFERENCIAS

Arrighi C., Alcérreca – Huerta J., Oumeraci H., Castelli F. (2015). Drag and lift contribution to the incipient motion of partly submerged flooded vehicles. Journal of Fluids and Structures, 57, 170 – 184. http://dx.doi.org/10.1016/j.jfluidstructs.2015. 06.010

Arrighi C., Huybrechts N., Ouahsine A., Chaseé P., Oumeraci H., Castelli F. (2016). "Vehicles Instability Criteria for Flood Risk Assessment of a Street Network". Proc. IAHS, 373, 143-146, https://doi.org/10.5194/piahs-373-143.

Austroads (2008). Guide to Road Design, Part 5: Drainage Design. AusRoads Inc. 210p.

Caneva V. (2004). Reemergencia de ciudadanía en momentos de crisis eco-ambientales y político sociales: una mirada comunicacional sobre las organizaciones de vecinos autoconvocadas post inundación en la ciudad de la plata. Proc. ALAIC 2014. Lima, Perú.

Castejón P. G., Romero D. A. (2014). Inundaciones en la región de Murcia en los inicios del siglo XXI. Revista bibliográfica de geografía y ciencias sociales, 1 -40.

Confederación Hidrográfica del Júcar (2011). Elaboración de mapas de peligrosidad. Asistencia técnica para el desarrollo del sistema nacional de cartografía de zonas inundables en la Demarcación Hidrográfica del Júcar.

El Tiempo (2008). Reportan un menor desaparecido tras fuerte aguacero en Barranquilla. Barranquilla, Mayo 5, 2018.

Fitzgerald, G., Du, W., Jamal, A., Clark, M., Hou, X. (2010). "Flood fatalities in contemporary Australia (1997–2008)", Em. Med. Australasia, 22, 180–186. http://dx.doi.org/10.1742-67233.2010.01284.x.

Jonkman, N., Kelman, I. (2005). An analysis of the causes and circumstances of flood disaster deaths, Disasters, 29, 75 -97.

Maples, L., Tiefenbacher, J. (2009). Landscape, development, technology and drivers: The geography of drownings associated with automobiles in Texas floods, 1950–2004. Applied Geography, 29, 224–234.

Pregnolato M., Ford A., Wilkinson S., Dawson (2017). "The impact of flooding on road transport: A depth – disruption function". Journal Transportation Research Part D, 55, 67-81. http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2017.06.020.

Salazar, S. (2013), Metodología para el análisis y la reducción del riesgo de inundaciones: aplicación en la Rambla del Poyo (Valencia) usando medidas de "retención del agua en el territorio". Tesis Doctoral. Director: F. Francés. Universidad Politécnica de Valencia – España

Shand T., Cox R., Blacka M., Smith G. (2011). Appropriate safety criteria for vehicles. Australian rainfall and runoff, revision project 10: Report Number: P10/S2/020. Sidney, Australia.

Shu, C., Xia, J., Falconer, R.A. and Lin, B. (2011). Incipient velocity for partially submerged vehicles in floodwaters. Journal of Hydraulic Research, 49 (6). http://dx.doi.org/10.1080/00221686. 2011. 616318

Smith G. P., Modra B. D., Tucker T. A., Cox R. J. (2017). Vehicle stability testing for flood flows. Technical Report. University of New South Wales. Sydney, Australia.

Teo Y., Falconer R., Lin B., Xia J. (2012). "Investigations Of Hazard Risks Relating To Vehicles Moving In Flood". Journal of Water Resources Management, 1, 52 -66.

Xia, J.,Teo, F., Lin, B., Falconer, R. (2011). Formula of incipient velocity for flooded vehicles. Natural Hazard, 58, 1-14. https://doi.org/10.1007/s11069-010-9639-x

Xia J., Falconer R. A., Xiao X., Wang Y. (2014). Criterion of vehicle stability in floodwaters based on theoretical and experimental studies. *Natural Hazards*, 70: 1619-1630.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA **BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018**

PRUEBA DE LA METODOLOGÍA DE LOCALIZACIÓN DE TANQUES DE TORMENTA EN DIFERENTES SECTORES DE LAS CIUDADES DE BOGOTÁ Y MEDELLÍN

¹Gina Rincón, ²Karen Bustos, ³Laura Pulgarín y ⁴Juan Saldarriaga

^{1,2,3} Investigador, Centro de Investigaciones en Acueductos y Alcantarillados (CIACUA), Universidad de Los Andes, Colombia.

⁴Profesor Titular, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes, Colombia. gj.rincon10@uniandes.edu.co, ka.bustos10@uniandes.edu.co, l.pulgarin1772@uniandes.edu.co, jsaldarr@uniandes.edu.co

RESUMEN:

Las inundaciones urbanas se han convertido en una de las principales preocupaciones relacionadas con la gestión del agua en las ciudades por el impacto que pueden tener en la salud pública y las pérdidas económicas que generan. La principal causa de las inundaciones es la incapacidad del sistema de drenaje de transportar toda la escorrentía producida por un evento de precipitación intenso. Una solución viable es el uso de los Sistemas de Drenaje Urbano Sostenibles (SUDS), los cuales buscan reducir la producción de escorrentía al integrar controles del agua lluvia en toda el área. Dentro de los SUDS se encuentran los tanques de tormenta, los cuales son el centro de este estudio, y cuyo objetivo es probar las dos metodologías desarrolladas durante el proyecto "Drenaje Urbano y Cambio Climático: hacia los sistemas de alcantarillado del futuro" (Universidad de los Andes; PAVCO, 2016). Las metodologías fueron planteadas teniendo en cuenta dos configuraciones del tanque de tormenta; en la primera la entrada está regulada por el tamaño del orificio (control hidráulico), a través del programa OptSu (Cunha et al., 2016), y en la segunda por el nivel del agua (sin control hidráulico), a través del programa OptiTank (Iglesias et al., 2014). El desempeño de estos dos programas se evaluó utilizado diferentes redes de Bogotá y Medellín en Colombia y se encontró, que logran disminuir de forma satisfactoria la inundación.

ABSTRACT:

Urban floods have become one of the main concerns related to water management in cities not only for the negative impact that generate on public health, but also for the economic losses that generates. These floods are presented due to the inability of the drainage system to transport all the runoff produced by an event of intense precipitation. A feasible solution is the use of Sustainable Urban Drainage Systems (SUDS), which seeks to reduce the runoff produced. The stormwater tanks are a type of SUDS and are the structure that is going to be studied. So, two methodologies that were developed during the project "Urban Drainage and Climate Change: towards sewer systems of the future" (Universidad de los Andes, PAVCO, 2016) were used. The methodologies were developed considering the configuration of the stormwater tank; in the first one the entrance of water is regulated by the size of the orifice (hydraulic control), through the OptSu program (Cunha et al., 2016), and in the second one the entrance of water is regulated by the level of the water (without hydraulic control), through the OptiTank program (Iglesias et al., 2014). The performance of these two programs was evaluated using different networks of Bogotá and Medellín. The results show that OptSU and OptiTank reduce satisfactorily the urban flood.

PALABRAS CLAVES: Cambio Climático; OptSU; OptiTank.

INTRODUCCIÓN

Los centros urbanos se caracterizan por tener un porcentaje alto de superficies impermeables lo que conlleva a un incremento en el volumen y el caudal de la escorrentía, además de una rápida transformación de la precipitación en escorrentía. Lo anterior implica que se debe contar con un sistema de drenaje capaz de evacuar de forma efectiva el agua en las ciudades, con el fin de prevenir inundaciones y así evitar pérdidas económicas y/o propagación de enfermedades transmitidas por el agua.

Tradicionalmente, los sistemas de drenaje se diseñan teniendo en cuenta la importancia de las áreas que se van a drenar y los daños que puedan generar las inundaciones considerando el periodo de retorno de la lluvia de diseño y la vida útil del sistema. Es decir, los diseñadores reconocen que será necesario realizar alguna intervención sobre el sistema una vez alcance su vida útil. Sin embargo, las soluciones que se consideran tradicionalmente son las ampliaciones del sistema, al incrementar la capacidad de los colectores. Lo anterior pueden resultar muy costoso, además de afectar la movilidad de la zona intervenida.

Como alternativa se han propuesto los Sistemas de Drenaje Urbano Sostenibles, SUDS por sus siglas en inglés, que buscan darle un manejo apropiado al agua lluvia al tratar de reproducir las características del ciclo hidrológico natural (previo a la urbanización). Esto, con el fin de reducir el riesgo de inundación en las ciudades, mejorar la calidad del agua que llega a los cuerpos receptores y regular los caudales que llegan a las plantas de tratamiento de agua residual.

Dentro de los SUDS se encuentran los tanques de tormenta, los cuales son depósitos utilizados para almacenar el agua lluvia transportada hacia ellos por los colectores. Estas estructuras se localizan en determinados nudos de la red y entran en funcionamiento cuando se presentan eventos de precipitación intensos, los cuales sobrepasan la capacidad hidráulica de los colectores. Los tanques de tormenta se pueden construir de dos formas principalmente, la primera es la convencional y consiste en realizar toda la estructura hidráulica en concreto, la segunda consiste en emplear depósitos modulares. Estos son una caja en polipropileno con conductos en su interior; la unión de varios módulos forma una estructura con una alta porosidad, la cual se puede cubrir con una geomembrana para que el agua no se infiltre en el terreno y quede retenida al interior de la estructura. La principal ventaja de utilizar este tipo de estructuras modulares frente al método tradicional es la disminución significativa en los costos de construcción de los tanques de tormenta.

Para conocer la reducción en la inundación que puede generar la implementación de los tanques de tormenta en una red real, se pueden emplear dos metodologías desarrolladas durante el proyecto "Drenaje Urbano y Cambio Climático: hacia los sistemas de alcantarillado del futuro" (Universidad de los Andes; PAVCO, 2016). En la primera metodología la entrada está regulada por el tamaño del orificio (control hidráulico), a través del programa OptSu, y en la segunda por el nivel del agua (sin control hidráulico), a través del programa OptiTank. Además, es de resaltar que OptSU y OptiTank fueron diseñados para optimizar la localización de los tanques de tormenta. Esta optimización se basa principalmente en reducir el valor de la función objetivo, la cual tiene dos parámetros, el primero es el costo de construcción de los tanques y el segundo es el costo asociado con la inundación.

Con el objetivo de probar el desempeño de OptSU y OptiTank se utilizaron diferentes redes de las ciudades de Bogotá y Medellín. Cada una de estas redes se montó en el programa Storm Water Management Model (SWMM), el cual fue desarrollado por la EPA con el fin de simular la calidad y cantidad de escorrentía en áreas urbanas. Después de esto, se utilizaron escenarios de precipitación que consideraban los efectos del Cambio Climático. Lo anterior se realizó utilizando Modelos Climatológicos los cuales son algoritmos matemáticos que simulan la respuesta del clima al incremento de los gases de efecto invernadero. A partir de esta información se determinó un evento de precipitación para cada red con un periodo de retorno de 10 años y se determinó la inundación asociada a este evento. Finalmente, se emplearon OptSU y OptiTank para localizar los tanques de tormenta en la red estudiada.

METODOLOGÍA

La metodología de esta investigación está dividida en tres grandes partes. La primera está relacionada con el modelo hidráulico de la red de estudio, la segunda con la precipitación con la que se va a simular y encontrar la inundación asociada, la tercera con la localización de los tanques de tormenta en la red.

Modelo Hidráulico de la Red

El Modelo Hidráulico de la Red se obtiene de la empresa que se encargue de la gestión del alcantarillado de la zona de estudio. En el caso de Bogotá esta información le pertenece a la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB), en Medellín las Empresas Públicas de Medellín (EPM) son las que administran la información. Debido a que hay zonas que se construyeron hace varios años y es difícil validar los datos en campo de toda la ciudad, hay zonas con información incompleta, por lo que hay que hacer las suposiciones que sean pertinentes.

Lo mínimo con lo que se debe contar para realizar el modelo hidráulico de la red son las coordenadas de los nudos y las tuberías, las cotas de fondo y rasantes de cada uno de los nudos, las cotas de batea, el diámetro, longitud y el material de las tuberías, además del tipo de sección de los conductos (circular o rectangular). Esta información generalmente es proporcionada en formato ESRI Shapefile (shp), el cual es el formato de archivo que utiliza ArcGIS.

A partir de esta información se deben delimitar las cuencas de drenaje; para cada una de estas se define el porcentaje de área impermeable y se calcula el ancho aproximado. Después se encuentra la pendiente promedio, en porcentaje, para cada una de las cuencas y se realizar el cálculo de la infiltración para cada una de ellas. El siguiente paso consiste en realiza el cálculo de la profundidad máxima de cada uno de los nudos al restar la cota rasante de la cota de fondo. Luego se define, para cada una de las tuberías, los nudos de entrada y salida y se establecen sus propiedades (longitud, rugosidad, sección transversal y coordenadas X y Y de los nudos). Una vez se tiene esta información, se puede montar la red en SWMM.

Eventos de Precipitación

Después de contar con el modelo de la red se procede a seleccionar el evento de precipitación que va a emplear para correr los programas. Lo anterior, con el objetivo de encontrar la inundación asociada con ese evento de lluvia. En esta investigación se usó el procedimiento descrito en el informe "Drenaje urbano y cambio climático: hacia los sistemas de alcantarillado del futuro" (Universidad de los Andes; PAVCO, 2016), con el fin de considerar los efectos de Cambio Climático.

En general, el procedimiento consiste en utilizar los Modelos Climatológicos Globales (MCGs), los cuales permiten realizar predicciones climatológicas en todo el mundo. Sin embargo, los MCGs, por ser de carácter global, no simulan con la misma precisión las condiciones climáticas en todo el mundo. Por esto, es necesario realizar un proceso de validación en el cual se determine qué modelos representan de forma más apropiada las condiciones climáticas de la zona de estudio. La validación se realiza tomando como referencia las curvas IDF actuales de la zona de estudio y las series de precipitación históricas que arrojan los MCGs. Con las series de los MCGs se construyen Curvas IDF con una duración de 24 horas y se compararon con las curvas reales.

Una vez se validan los MCGs y se seleccionan los que mejor representan las condiciones del área de estudio, se debe realizar una interpolación de los datos, debido a que los MCGs tienen una resolución de 0.25° x 0.25° (grillas de 25 km x 25 km, aproximadamente) entonces se deben llevar los datos de los MCGs a la zona de estudio. Para esto se pondera por el inverso de la distancia:

$$P_{ij} = \frac{\left(\frac{1}{d_{ij}^2}\right)}{\sum_{1}^{n} \left(\frac{1}{d_{ij}}\right)^2}$$
 [1]

Donde P_{ij} es el coeficiente de ponderación, d_{ij} es la distancia entre los puntos y n son los puntos más cercanos al punto de interpolación.

Una vez se tiene una serie de precipitación diaria en la zona de estudio se ajusta a la Función Generalizada de Valor Extremo (GEV, por sus siglas en inglés), ya que esta distribución representa de una mejor forma los eventos extremos, lo que se aproxima mejor a lo que se espera con el Cambio Climático. La ecuación de la GEV se muestra a continuación:

$$F(x) = exp\left\{-\left[j\frac{k(x-\mu)}{\alpha}\right]^{1/k}\right\}$$
 [2]

El parámetro k describe qué tan amplia es la cola de la distribución; los demás parámetros se calculan empleando las siguientes ecuaciones:

$$\mu = \lambda_1 + \frac{\alpha[\Gamma(1+k) - 1]}{k}$$
 [3]

$$\alpha = \frac{k\lambda_2}{\Gamma(1+k)(1-2^{-k})}$$
 [4]

Donde

$$\Gamma = \frac{\lambda_1}{\lambda_2} \tag{5}$$

$$\lambda_1 = M_{100} \tag{6}$$

$$\lambda_2 = 2M_{110} - M_{100} \tag{7}$$

$$M_{ijk} = E[x^{i}F^{j}(1-F)^{k}]$$
 [8]

Al aplicar esta distribución se obtiene la precipitación diaria correspondiente a diferentes periodos de retorno. Con esto, se obtienen las curvas IDF de 24 horas para los escenarios de Cambio Climático; ahora se deben convertir los datos de precipitación diaria en curvas IDF para diferentes duraciones.

El primer método fue ideado por la Universidad Nacional de Colombia en 2009 y se desarrolló para ser aplicado principalmente en la Región Andina (Pulgarín, 2009). En este estudio se planteó la siguiente ecuación:

$$I_t^T = \left(\left[0.88 * I_{24h} - 0.004 \right] + \left[0.12 * \frac{I_{24h}}{0.5772} * - ln \left[\left(-ln \left(1 - \left(\frac{1}{T} \right) \right) \right) \right] \right] \right)$$

$$* \left(\frac{t}{1440} \right)^{-0.829} \text{ si } t \ge 60$$

$$I_{60} * (0.54t^{0.25} - 0.5) \text{ si } t < 60$$
[9]

En la ecuación anterior I_{24} corresponde a la intensidad promedio diaria en mm/hr, T es el periodo de retorno considerado en años, t es la duración para la cual se quiere determinar la intensidad en minutos e I_{60} corresponde a la intensidad para un evento de precipitación con una duración de una hora.

Aunque en la Ecuación [9] los parámetros se adaptaron para representar las condiciones climáticas de Colombia, fue necesario plantear un método que realizara la conversión a intensidades de eventos cortos de precipitación para su aplicación específica en la zona de estudio. Para cumplir con esto se planteó la siguiente ecuación:

$$\frac{I_t}{I_T} = \frac{\alpha}{\left(\frac{t}{T} + B\right)^n} \tag{10}$$

La Ecuación [12] de ahora en adelante se va a conocer con el nombre de ecuación del CIACUA.

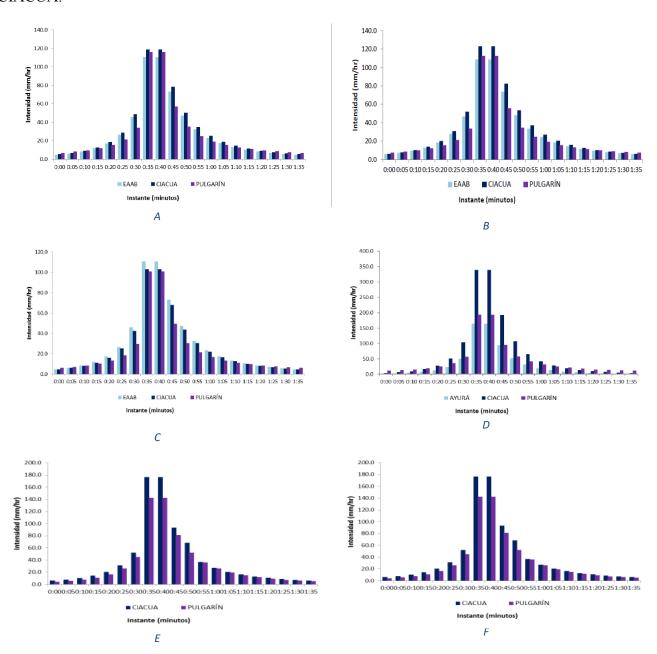


Figura 1. -Hietogramas primer sector en: A) Red la Esmeralda, B) Salazar Gómez, C) Cedro Narváez, D) Ayurá, E) Las Palmas, F) Laureles.

En este estudio se van a utilizar estas dos ecuaciones debido a la incertidumbre asociada con la aplicación de cualquier método de estimación de precipitación con duraciones cortas.

Finalmente, se encuentran los hietogramas de precipitación a partir de las curvas IDF. Estos hietogramas son representaciones sintéticas de la precipitación del área de interés y se utilizan para diseñar estructuras hidráulicas. La obtención de hietogramas de precipitación se realizó utilizando el método de la intensidad instantánea. En la figura 1 se muestran los hietogramas utilizados en el primer sector de cada red.

Ubicación de Tanques de Tormenta

Con el fin de ubicar los tanques de manera óptima en la red, se emplean dos programas conocidos como OptSU y OptiTank.

La optimización con control hidráulico se realizó con OptSU, que tiene cinco variables de entrada, las cuales son: el peso de la inundación, el volumen de la inundación, el número de tanques o unidades, el conjunto de parámetros del algoritmo y el número de semillas. Las tres primeras variables se utilizan para que el usuario restringa la solución del programa, mientras que para las dos últimas se utilizan para encontrar la solución óptima para cada tipo de red. Además, se deben cargar dos archivos en formato .inp (tipo de archivo compatible con SWMM); el primero debe tener la red con tanques en los nudos potenciales (nudos en donde se pueden instalar tanques debido a la disponibilidad de área) y el segundo debe contener la información de cada uno de los depósitos. Como resultados se muestra el valor de la función objetivo, el número de unidades de almacenamiento, su capacidad, el volumen almacenado, la suma de desbordamiento, el tiempo computacional y el número de iteraciones realizadas por el programa. Los resultados también se pueden observar de manera gráfica utilizando la pestaña "Tools" en la cual el modelador puede elegir el parámetro que quiere visualizar.

Por otro lado, la optimización sin control hidráulico se realiza utilizando OptiTank. Este programa optimiza el número y tamaño de los depósitos que deben instalarse en una red de alcantarillado de tal forma que se controlen las inundaciones. Las variables de entrada en la última versión del programa son los coeficientes de las ecuaciones de costo y los parámetros del algoritmo genético (probabilidad de mutación, probabilidad de cruce, tamaño de la población y generaciones sin cambio). El primer paso para usar el programa consiste en cargar el archivo de la red en SWMM que contiene los nudos de la red que se inundaron por un determinado evento de precipitación, el segundo paso es introducir los coeficientes de las ecuaciones de costo, el tercer paso consiste en seleccionar los nudos en donde se pueden instalar los tanques y el cuarto paso es determinar los parámetros del algoritmo genético. Después de realizar la simulación, OptiTank muestra en su interfaz el nuevo valor de la inundación, el volumen acumulado en la red, el volumen de los depósitos y el valor de la función objetivo. Adicionalmente, genera un archivo tipo .inp con la red optimizada, lo que permite visualizar los resultados de forma detallada.

CASOS DE ESTUDIO

En esta investigación se utilizaron diferentes redes de alcantarillado de la ciudad de Bogotá y Medellín. En el caso de Bogotá se utilizaron las siguientes redes: La Esmeralda, Salazar Gómez y Cedro Narváez, mientras que en Medellín se usaron la redes de la Ayurá, Las Palmas y Laureles.

La red de la Esmeralda es de alcantarillado pluvial y se encuentra en una zona residencial con topografía muy plana. Esta red está conformada por un total de 386 nudos, 413 tuberías y 1 punto de descarga. La red Salazar Gómez es una red de alcantarillado pluvial localizado en un sector en su mayoría industrial, con topografía muy plana y está compuesta por 170 nudos, 169 tuberías y 1 punto de descarga. La red Cedro Narváez se ubica en un sector residencial con una topografía plana y cuenta con 164 nudos, 150 tuberías y 1 punto de descarga.

En cuanto a las redes ubicadas en Medellín, la primera es la red La Ayurá, la cual es una red de alcantarillado combinado que se ubica en el sector sur de la ciudad. Esta red está compuesta por 83 nudos, 95 tuberías y 1 punto de descarga. La segunda es Las Palmas, una red de alcantarillado combinado que cuenta con 189 nudos, 178 tuberías y 1 punto de descarga. La tercera es Laureles, la cual se encuentra ubicada en la zona Centro-Oriental de la ciudad y tiene 58 nudos, 54 tuberías y 1 punto de descarga.



Figura 2. -Casos de estudio: A) Red la Esmeralda, B) Salazar Gómez, C) Cedro Narváez, D) Ayurá, E) Las Palmas, F) Laureles.

RESULTADOS

Para cada una de las redes proporcionada por la empresa de alcantarillado correspondiente, se encontraron las cuencas de drenaje utilizando la herramienta de Polígonos de Thiessen presente en el ArcToolbox de ArcGis. Adicionalmente, se determinó el porcentaje de área impermeable con ayuda de una capa de usos del suelo y la pendiente promedio con las cotas del terreno. De igual forma se utilizó como método de infiltración el Número de Curva desarrollado por el Soil Conservation Service (SCS) y se fijaron los siguientes valores del Número de Curva: uso residencial 94, zona verde o humedal 74 y oficial 91.

Uso residencial: 94Zona verde o humedal: 74

Oficial: 91

Una vez se contó con esta información se montaron cada una de las redes en SWMM y se realizó la validación de los Modelos Climatológicos Globales. Esta validación indicó que en la red de la Esmeralda el MCG que más se ajustaba a los datos históricos fue el CSIRO-Mk3-6-0, en la red Salazar Gómez fue el CSIRO-Mk3-6-0, en la red Cedro Narváez fue el NorESM1-M, en la red la Ayurá fue el BCC-CSM1-1, en la red Las Palmas fue el MPI-ESM-LR y en la red Laureles fue el CSIRO-Mk3-6-0. Luego de realizar esta validación se encontraron los eventos de precipitación utilizando tres ecuaciones distintas: la de la EAAB, la de Pulgarín y la del CIACUA. Con el fin de considerar el evento más crítico para la modelación de las redes se empleó el hietograma que presentaba el pico más alto de intensidad.

De igual forma, se establecieron los nudos en donde se podían instalar tanques de tormenta (nudos potenciales) con ayuda de imágenes satelitales de las diferentes redes de estudio. Lo anterior, con el fin de asegurar que se pueden cumplir todas las restricciones asociadas con el espacio y la normativa vigente. Finalmente, se utilizaron OptSU y OptiTank para localizar de forma óptima los tanques de tormenta en cada una de las redes.

OptSU

Para correr OptSU se utilizaron dos conjuntos de parámetros, el primero está compuesto por $\alpha_1 = 0.5$, $\lambda=45$ $\gamma = 0.25$, $\sigma = 15$ y el segundo por $\alpha_1 = 0.2$, $\lambda=30$ $\gamma = 0.8$, $\sigma = 15$. Además, se crearon diferentes escenarios variando el peso de la inundación, el volumen de inundación (m^3) y el número máximo de unidades de almacenamiento. Los escenarios evaluados para cada una de las redes se muestran en la siguiente tabla.

Tabla 1. – Escenarios utilizados en la simulación OptSU.

Escenario	Peso de la inundación	Volumen de inundación (m^3)	Peso del volumen de los conductos	Semillas
А	1.5	1	$\alpha 1 = 0.5$, $\lambda = 45$, $\gamma = 0.25$, $\sigma = 15$	1-1
В	10	1	$\alpha 1 = 0.5$, $\lambda = 45$, $\gamma = 0.25$, $\sigma = 15$	1-1
С	0	1000	$\alpha 1 = 0.5$, $\lambda = 45$, $\gamma = 0.25$, $\sigma = 15$	1-1
D	10	1	$\alpha 1 = 0.5$, $\lambda = 45$, $\gamma = 0.25$, $\sigma = 15$	1-1
E	1.5	1	$\alpha 1 = 0.2$, $\lambda = 30$, $\gamma = 0.8$, $\sigma = 15$	1-1
F	10	1	$\alpha 1 = 0.2$, $\lambda = 30$, $\gamma = 0.8$, $\sigma = 15$	1-1
G	0	1000	$\alpha 1 = 0.2$, $\lambda = 30$, $\gamma = 0.8$, $\sigma = 15$	1-1
Н	10	1	$\alpha 1 = 0.2$, $\lambda = 30$, $\gamma = 0.8$, $\sigma = 15$	1-1
I	100	1	$\alpha 1 = 0.5$, $\lambda = 45$, $\gamma = 0.25$, $\sigma = 15$	1-1
J	100	1	$\alpha 1 = 0.2$, $\lambda = 30$, $\gamma = 0.8$, $\sigma = 15$	1-1
K	10	1000	$\alpha 1 = 0.5$, $\lambda = 45$, $\gamma = 0.25$, $\sigma = 15$	1-1

Los resultados obtenidos para cada una de las redes de estudio se muestran en la siguiente figura.

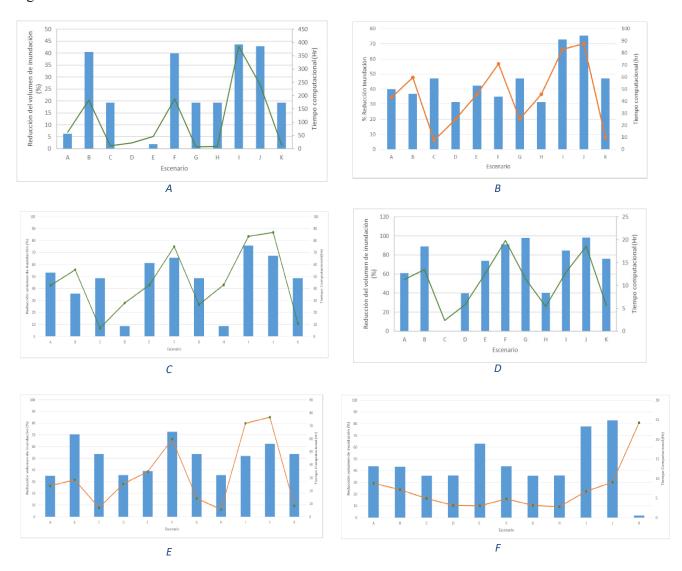


Figura 3. -Resultados en: A) Red la Esmeralda, B) Salazar Gómez, C) Cedro Narváez, D) Ayurá, E) Las Palmas, F) Laureles.

OptiTank

Para correr OptiTank se encontraron los coeficientes de las ecuaciones de costo que mejor se adaptaban a las condiciones de área de estudio. Al igual que en OptSU se crearon varios escenarios, cada uno de los cuales consideraba diferentes parámetros como el peso que se le asignaba al volumen acumulado en la red, al volumen de la inundación, el volumen de los depósitos y el volumen de los conductos.

Tabla 2. – Escenarios utilizados en la simulación OptiTank.

Escenario	Peso del volumen de agua en la red	Peso del volumen de inundación	Peso volumen de los depósitos	Peso del volumen de los conductos
А	1	10	1	1
В	1	10000000	1	1
С	1	1	1	1
D	1	1.5	1	1

Escenario	Peso del volumen de agua en la red	Peso del volumen de inundación	Peso volumen de los depósitos	Peso del volumen de los conductos
Е	1	10000000	1	1
F	10	10000000	1	1
G	10	10	1	1
Н	10	1	1	1
I	1	1	10	1
J	1	1	10000	1
K	1	1	10000000	1
L	1	1	1	10
M	1	1	1	10000
N	1	1	1	10000000

Los resultados obtenidos para cada una de las redes de estudio se muestran en la siguiente figura.

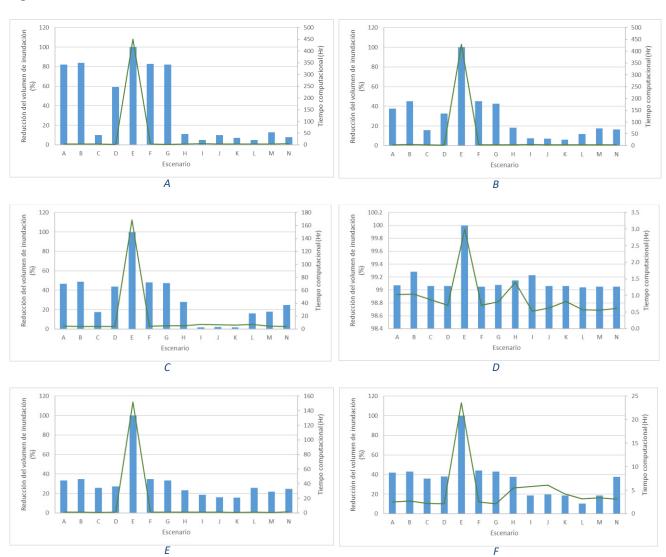


Figura 3. -Resultados en: A) Red la Esmeralda, B) Salazar Gómez, C) Cedro Narváez, D) Ayurá, E) Las Palmas, F) Laureles.

ANÁLISIS DE RESULTADOS

Al utilizar el programa OptSU, se encontró que en el caso de la red de La Esmeralda la reducción más alta que se alcanzó en el volumen de inundación es del 43.7% y la mínima de 0%. En la red Salazar Gómez la máxima fue 72.9% y la mínima 31.38%, en la red Cedro Narváez la máxima fue 75.8% y la mínima 8.7%, en la red La Ayurá la máxima fue de 98.2% y la mínima de 0%, en la red Las Palmas la máxima fue de 72.7% y la mínima de 34.9%, finalmente en la red Laureles la máxima fue 82.7% y la mínima fue 1.62%.

Por otro lado, al utilizar el programa OptiTank, en todos los casos se logra una reducción del 100% de la inundación en el escenario E, el cual le da un peso muy alto a la inundación, y además toma como nudos potenciales todos los nudos de la red. Sin embargo, esto no es un escenario real dado que no es posible instalar tanques de tormenta en todos los nudos de la red por problemas de espacio, además de resultar muy costoso.

Dejando de lado el escenario E se tiene que en el caso de la red de La Esmeralda la reducción más alta que se alcanzó en el volumen de inundación es del 84% y la mínima de 5%. En la red Salazar Gómez la máxima fue 45.2% y la mínima 6.05%, en la red Cedro Narváez la máxima fue 48.78% y la mínima 1.71%, en la red La Ayurá la máxima fue de 99.3% y la mínima de 99%, en la red Las Palmas la máxima fue de 34.6% y la mínima de 15.9%, finalmente en la red Laureles la máxima fue 44.2% y la mínima fue 10.39%.

CONCLUSIONES

Los resultados muestran que los dos programas empleados logran disminuir de forma significativa las inundaciones generadas por eventos de precipitación intensos si se utilizan los parámetros adecuados. Lo anterior se logra realizando un análisis de sensibilidad de los parámetros y seleccionando los óptimos en cada zona de estudio.

También se puede concluir que OptSU tiene un mejor desempeño en las redes de Medellín, dado que cuentan con una mayor pendiente y en consecuencia tienen caídas importantes en las cámaras. Por el contrario, en redes grandes y planas como la Esmeralda, OptiTank reduce de forma más significativa el volumen de inundación.

En cuanto al tiempo computacional, es evidente que está directamente relacionado con el tamaño de la red; sin embargo, si se comparan los dos programas se puede afirmar que OptSU toma más tiempo en encontrar la solución en comparación con OptiTank.

Cuando se presentan altas intensidades de lluvia los tanques de tormenta son los Sistemas de Drenaje Sostenible más apropiados para reducir el pico y el caudal de escorrentía producidos por el evento de precipitación.

REFERENCIAS

Acevedo, L. (2009). Estimación Hidrológica bajo escenarios de Cambio Climático. Universidad Nacional, Medellín, Colombia.

Camilloni, Inés, Saldarriaga, Juan, Péez, Nicolás, Bohórquez, Jessica, y Pulgarín, Laura. "Evaluación de una metodología para la determinación de eventos futuros de precipitación extremos bajo cambio climático." XXVII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Lima, Peru, 2016.

Cunha, Maria C., Zeferino, Joao A., Simoes, Nuno E. y Saldarriaga, Juan. "Optimal location and sizing of storage units in a drainage system." Environmental Modelling and Software. Elsevier (DOI: 10.1016/j.envsoft.2016.05.15) 83 (2016): 155-166.

Iglesias, Pedro, Martinez, Javier, Saldarriaga, Juan, y Vallejo, Daniel. "Localización de tanques de tormenta para control de inundaciones mediante un algoritmo pseudo- genético Localización de tanques de tormenta para control de inundaciones mediante un algoritmo pseudo genético." XIII Simpósio Iberoamericano de Redes de Agua, Esgoto e Drenagem. Fortaleza, Brazil, 2014.

IPCC (2007). *IPCC Fourth Assessment Report: Climate Change 2007*, 123-138. Recuperado de https://www.ipcc.ch/index.htm.

Universidad de los Andes & PAVCO. (2014). Drenaje Urbano y Cambio Climático FASE I-II: Hacia los sistemas de alcantarillado del futuro. Bogotá, Colombia.

Pulgarín Dávila, E. (2009). Fórmulas regionales para la estimación de curvas intensidad-frecuencia-duración basadas en las propiedades de escala de la lluvia. Medellín: Universidad Nacional de Colombia.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

EL DILEMA ENTRE EL USO DE AGUA SUBTERRÁNEA Y LA PRESERVACIÓN DEL ECOSISTEMA

Victor M. Ponce¹, Janaína Da Silva² y Jorge Prieto Villarroya³

¹San Diego State University, Estados Unidos, poncevm@gmail.com
²San Diego State University, Estados Unidos, janainaehd@gmail.com
³Universidad Nacional de Santiago del Estero, Argentina, jorgeprietovillaroya@yahoo.com.ar

RESUMEN:

El bombeo excesivo o no regulado de agua subterránea lleva usualmente al abatimiento del nivel freático, pudiendo impactar negativamente la vegetación acostumbrada a obtener su humedad (agua) de la zona no saturada (vadosa) y/o de la zona saturada (agua subterránea). Por lo tanto, el desarrollo sostenible de agua subterránea debe ir más allá de la hidrogeología, abarcando los campos de la ecohidrología y ecohidroclimatología. Sólo así se podrá evitar que el bombeo incontrolado de agua subterránea cause eventualmente la degradación de la cubierta vegetal y lleve a un incremento en la aridez del ecosistema.

ABSTRACT:

Excessive or unregulated pumping is bound to lower the water table and negatively impact the vegetation accustomed to getting their water from the unsaturated (vadose) zone or the saturated (groundwater) zone. Therefore, enlightened groundwater development must reach beyond hydrogeology to encompass the closely related fields of ecohydrology and ecohydroclimatology. Only then can the anthropogenic aridization of the ecosystem and the consequent degradation of the vegetal cover be prevented.

PALABRAS CLAVES: Agua subterránea, preservación del ecosistema, ecohidrologia, ecohidroclimatologia,

INTRODUCCIÓN

La pregunta de qué cantidad de agua podría bombearse de un acuífero poco profundo sin comprometer a los ecosistemas locales no tiene una respuesta clara. El bombeo excesivo o no regulado puede llevar al abatimiento del nivel freático, impactando negativamente en la vegetación acostumbrada a obtener su humedad de la zona no saturada (vadosa) y/o, en determinadas ocasiones, de la zona saturada (agua subterránea). Por lo tanto, el desarrollo sostenible de agua subterránea debe ir más allá de la hidrogeología, abarcando los campos afines de la ecohidrología y ecohidroclimatología. Sólo así se podrá evitar que el bombeo incontrolado de agua subterránea cause eventualmente la degradación de la cubierta vegetal y lleve a un incremento en la aridez del ecosistema.

USO DE AGUA SUBTERRÁNEA

Las sociedades desarrolladas han bombeado agua subterránea por más de 100 años (Lee, 1915). Típicamente, ellas recurren al uso de agua subterránea cuando ya se ha comprometido toda el agua superficial disponible, o donde el agua subterránea es menos costosa que el agua superficial. En 2010, las extracciones de agua subterránea en los Estados Unidos se han estimado en 288 millones de metros cúbicos por día, lo que representa el 21.4% del uso total de agua (1344 millones de metros cúbicos por día) (U.S. Geological Survey Circular 1045).

En general, cuanto más seco es el clima local y/o cuanto más desarrollada es una sociedad, mayor es el uso de agua subterránea. La Figura 1 muestra las extracciones de agua subterránea en los Estados Unidos correspondientes al año 2010. Se ve claramente que la mayor parte del agua subterránea se usa en la mitad oeste, particularmente en California, que tiene una economía altamente desarrollada y un clima árido/semiárido predominante en una fracción importante de su territorio.

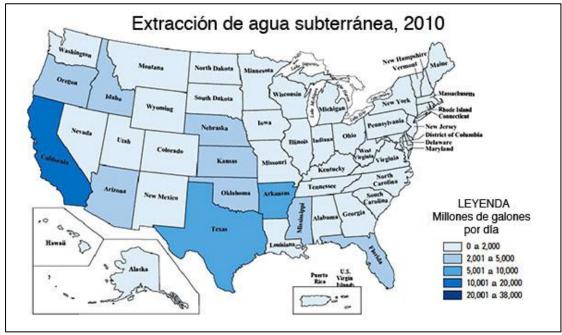


Figura 1.- Uso del agua subterránea correspondiente al año 2010 en los Estados Unidos de América (Servicio Geológico de los EE.UU).

Toda el agua en la superficie y el subsuelo tiene su origen en la precipitación. Desde una perspectiva global, alrededor de **un tercio** de la precipitación se convierte en **escorrentía superficial** y es descargada finalmente a los océanos por sistemas de drenaje exorreicos (Ponce, 2006). Los **dos tercios** restantes son utilizados por los ecosistemas naturales, regresando a la atmósfera mediante la **vaporización**, que comprende: (1) la evaporación de las masas de agua, incluidos los sistemas endorreicos o parcialmente endorreicos tales como lagos y humedales; y (2) la evapotranspiración de los ecosistemas terrestres, tanto naturales como artificiales.

La fracción de precipitación que logra infiltrarse en el terreno (en el suelo o roca fracturada) puede seguir una de dos direcciones:

- 1. **Hacia abajo**, en dirección predominantemente vertical, para unirse al agua subterránea y eventualmente constituir el flujo base de los ríos vecinos, volviendo así al océano como escorrentía superficial; o
- 2. **Hacia arriba**, regresando a la atmósfera a través de la vaporización, en efecto, cortando el ciclo hidrológico normal.

En la naturaleza, las aguas superficiales y subterráneas están en movimiento permanente, interactuando en una gran variedad de escalas temporales y espaciales. Las aguas superficiales pueden convertirse en aguas subterráneas, y viceversa. Generalmente, el flujo de agua superficial se mueve rápidamente, mientras que el flujo de agua subterránea es lento (Ponce, 2007). Dependiendo del clima, los arroyos y los ríos pueden ser: (a) efímeros, (b) intermitentes, o (c) perennes. Por lo tanto, las cantidades de agua superficial varían mucho, desde cero para arroyos secos en regiones semiáridas y áridas (Figura 2), hasta bastante considerables en ríos de regiones húmedas (Figura 3). Existe una diferencia significativa entre las aguas superficiales y las subterráneas: Si bien el agua superficial (escurrimiento superficial) puede o no existir en un lugar o entorno determinado, las aguas subterráneas siempre están presentes a una cierta profundidad.



Figura 2.- Una corriente efimera: Río La Leche, Lambayeque, Perú;



Figura 3.- Una corriente perenne: Río Feather, condado de Plumas, California, EE.UU.

La profundidad del agua subterránea depende de la geología local, geomorfología y clima predominante. En climas húmedos, el nivel freático se encuentra cerca de la superficie, generalmente a unos pocos metros; por el contrario, en climas áridos, la profundidad del agua subterránea es generalmente mucho mayor. Típicamente, cuanto más seco es el clima, mayor es la profundidad al nivel freático.

ECOHIDROLOGÍA

Todos los ecosistemas necesitan una cierta cantidad de agua para su supervivencia, preservación y conservación. Sin embargo, las necesidades de agua varían enormemente. Mientras que algunos ecosistemas prosperan con muy poca agua, otros requieren grandes cantidades. La Naturaleza ha hecho posible que los ecosistemas se adapten al agua disponible en las inmediaciones y mantengan su sustento sobre esa base. Las sequías recurrentes generalmente conducen al estrés hídrico e, inusualmente, de persistir éstas, a la eventual desaparición de los ecosistemas y comunidades vegetales.

En la naturaleza, el agua, es decir, la humedad, existe en los siguientes cinco depósitos o fuentes:

- Como precipitación directa;
- Como agua y escorrentía superficial, en humedales, estanques, lagos, arroyos y ríos;
- En la subsuperficie, en la zona no saturada o vadosa (Fig. 4);
- Como agua subterránea, debajo del nivel freático, en la zona de saturación; y
- Como agua atmosférica, es decir, como humedad del aire, parcial o totalmente saturado.

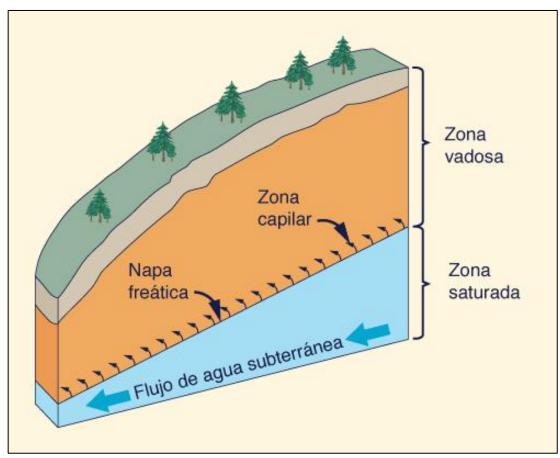


Figura 4.- La zona vadosa, la napa freática y las aguas subterráneas (Servicio Geológico de los EE.UU).

Un ecosistema comprende la flora y fauna características de una determinada región geográfica y climática. El término ecosistema ha experimentado variaciones conceptuales con el tiempo, siendo una de las definiciones más recientes la siguiente: "Complejo dinámico de comunidades de plantas, animales, microorganismos y el medio ambiente inorgánico que interactúan como una unidad funcional, recalcando que los seres humanos son parte integral de éstos" (Montes y Sala, 2007).

La pregunta clave es: ¿De dónde obtiene el agua un ecosistema dado? La respuesta obvia es: De dónde esté más disponible, de cualquiera de los depósitos mencionados anteriormente. Dependiendo de una variedad de factores, el ecosistema típico obtiene su agua de una combinación de estas fuentes. En regiones húmedas, la obtiene principalmente de la precipitación y el agua superficial; en regiones áridas, de la subsuperficie (subsuelo) y del agua subterránea; en regiones superáridas, del agua subterránea, e inusualmente, del aire.

La Figura 5 muestra las raíces profundas de la mezquita o algarrobo (Prosopis spp.), que puede enviar sus raíces hasta 15 m en busca de agua subterránea (Meinzer, 1927). Otro ejemplo es el de la agricultura de regadío, un ecosistema artificial (antropogénico) que generalmente obtiene su agua de la escorrentía superficial (embalses) o del agua subterránea (por medio del bombeo de pozos).

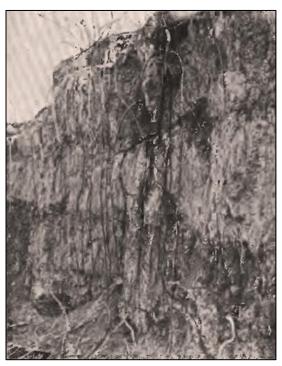


Figura 5.- Las raíces profundas de la mezquita o algarrobo, en las orillas del río Santa Cruz, cerca de Tucson, Arizona, EE.UU (Meinzer, U.S. Geological Survey Water Supply Paper 577).

La precipitación es el impulsor más común de los ecosistemas naturales. La precipitación terrestre media anual se ha estimado en P = 800 mm (L'vovich, 1979; Ponce *et al.*, 2000). En el lado seco (P < 800), el clima puede clasificarse, con humedad decreciente, en semiárido, árido, hiperárido y superárido (Figura 6). En el lado húmedo ($P \ge 800$), el clima puede clasificarse, con humedad creciente, en subhúmedo, húmedo, hiperhúmedo y superhúmedo (Figura 7). Dentro de estos rangos, los ecosistemas están convenientemente adaptados para hacer uso de cualquier agua disponible, asegurando su continuidad y supervivencia.



Figura 6.- Un ecosistema árido: Sertão de Rio Grande do Norte, Brasil.



Figura 7.- Un ecosistema húmedo: Bosque montano en la provincia de Loja, Ecuador.

En lugares donde la precipitación es muy reducida, los ecosistemas se apoyan en cualquiera de los otros compartimentos/fuentes. La dependencia de una sola fuente obliga al ecosistema a asegurar la disponibilidad de esa fuente, ya sea: (a) agua superficial, (b) zona vadosa, (c) agua subterránea o (d) aire. Se concluye que en un ecosistema que normalmente dispone de una única fuente le resultará difícil o imposible sobrevivir si la disponibilidad de agua en esa fuente es reducida o eliminada.

ECOHIDROCLIMATOLOGÍA

La mayoría de las plantas extraen agua libremente de la zona vadosa, cuyas dimensiones dependen de la orogénesis y la edad geológica de la región. La cantidad de humedad en la zona vadosa es menor en las regiones áridas y mayor en las regiones húmedas. Algunas plantas obtienen su agua directamente del agua subterránea y/o de la zona capilar que yace directamente encima del nivel freático (Fig. 4).

El tipo y distribución de las plantas en la superficie de la Tierra está determinada por:

- 1. La posición de la zona a lo largo del espectro climático de precipitación, de árido a húmedo (Ponce *et. al.*, 2000);
- 2. La profundidad del nivel freático, que determina si las plantas pueden aprovechar la humedad en la zona capilar o el agua subterránea inmediatamente debajo de ella (Meinzer, 1927); y
- 3. La presencia de manantiales, lo cual depende en mayor grado de la geología y geomorfología locales (Ponce *et. al.*, 2017).

La Figura 8 muestra un bosque galería de robles vivos costeros (coast live oak) (Quercus agrifolia) ubicado en la localidad de Tierra del Sol, Condado de San Diego, California. El arroyo es efímero, con agua superficial que fluye sólo en respuesta a la precipitación. Sin embargo, cabe notar que hay suficiente humedad en el terreno durante todo el año (en este desierto semiárido) para mantener un bosque de galería bastante saludable.



Figura 8.- Un bosque galería de roble vivo costero, Tierra del Sol, condado de San Diego, California, EE.UU.

Dependiendo de la geología y geomorfología locales, los manantiales pueden fluir hacia la superficie o los humedales, lo que permite el mantenimiento de cantidades importantes de vegetación. Por ejemplo, la Figura 9 muestra un gran espécimen de roble vivo costero ubicado en el rancho McCain, en el valle McCain, Boulevard, condado de San Diego, California. El espécimen, que mide 2.4 m de diámetro normal o diámetro a la altura del pecho (7.55 m de perímetro de la sección elipsoidal), se estima en por lo menos 300 años de edad. La ausencia de este tipo de vegetación en el resto del predominantemente árido valle McCain (con 375 mm de precipitación media anual) indica claramente que esta comunidad de robles vivos costeros está siendo sustentada con agua procedente de manantiales locales (Ponce, 2013; Ponce *et. al.*, 2017).



Figura 9.- Un espécimen excepcionalmente grande de roble vivo costero, Boulevard, condado de San Diego, California, EE.UU.

EFECTO DEL BOMBEO DE AGUA SUBTERRÁNEA

El bombeo de agua subterránea típicamente produce un cono de depresión alrededor de la ubicación del pozo (Theis, 1940; Ponce, 2006). El tamaño del cono de depresión depende del

volumen de captura, correspondiendo los conos de mayor amplitud a los mayores volúmenes de captura (Ponce, 2007). El nivel freático y la zona capilar correspondiente se abaten como resultado del bombeo. De este modo surge un conflicto en el caso de que el agua capturada esté siendo utilizada por el ecosistema local. El abatimiento continuo de la napa freática, en extensión espacial y temporal, está condenado a imponer un estrés hídrico al ecosistema local. En casos extremos, la vegetación podría secarse y morir como consecuencia directa del bombeo.

Se concluye que la viabilidad del bombeo de agua subterránea está más asociada con la ecohidrología que con la hidrogeología. Se hacen necesarios estudios para determinar en qué medida una propuesta de desarrollo de agua subterránea abatirá el nivel freático, y qué efecto tendrá este abatimiento en el sustento de la vegetación local. Se concluye que el bombeo no controlado o no regulado de aguas subterráneas puede causar estrés hídrico en los ecosistemas locales, lo que eventualmente podría llevar a su desaparición. El efecto resultante es la aridización, es decir, la desertificación del paisaje, lo cual bajo cualquier estándar es un impacto negativo.

Un caso ilustrativo es el roble vivo costero (Quercus agrifolia) ubicado en Tierra del Sol, condado de San Diego, California, mostrado en la Fig. 10. Este árbol, de edad estimada en por lo menos 100 años, murió en el año 2014, presumiblemente debido al estrés hídrico y las consecuencias derivadas de éste (Ponce, 2014).



Figura 10.- Un espécimen muerto de roble costero en el rancho Morning Star, Tierra del Sol, Condado de San Diego, California, EE.UU. (noviembre de 2014).

RESUMEN

La necesidad del bombeo de agua subterránea es contrastada con la necesidad de que los ecosistemas vegetacionales aprovechen el agua y la humedad de varias fuentes en el medio ambiente. Éstas son: (a) precipitación, (b) agua superficial y escorrentía superficial; (c) agua subsuperficial de la zona no saturada, (d) agua subterránea, y (e) el aire. En general, las plantas dependen de una combinación de estas fuentes para sus necesidades de agua, estando esta combinación influenciada por el clima, geología y geomorfología locales. Mientras que algunos ecosistemas usan varias fuentes, otros se basan principalmente en una sola fuente. Es probable que las plantas que dependen en gran medida de una sola fuente experimenten estrés hídrico si esa fuente es sustancialmente reducida o eliminada. El bombeo no controlado o no regulado de agua subterránea podría potencialmente afectar en forma negativa el sustento y la supervivencia de ecosistemas vegetacionales que dependen principalmente del agua subterránea. En este caso, es fácil intuir la eventual aridización del ecosistema resultante.

REFERENCIAS

Lee, C. H. (1915). The determination of safe yield of underground reservoirs of the closed-basin type. Transactions, American Society of Civil Engineers, Vol. LXXVIII, Paper No. 1315, 148-218.

L'vovich, M. I. (1979). *World water resources and their future*. Translation from Russian by Raymond L. Nace, American Geophysical Union.

Meinzer, O. E. (1927). *Plants as indicators of ground water*. U.S. Geological Survey Water Supply Paper 577.

Montes, C., y O. Sala (2007). *La evaluación de los ecosistemas del milenio*. Las relaciones entre el funcionamiento de los ecosistemas y el bienestar humano. Ecosistemas, Vol. 3, No. 16, 137-147.

Ponce, V. M., R. P. Pandey, y S. Ercan (2000). *Characterization of drought across climatic spectrum.* Journal of Hydrologic Engineering, ASCE, Vol. 5, No. 2, April, 222-224.

Ponce, V. M. (2006). Groundwater utilization and sustainability. Online article.

Ponce, V. M. (2007). Sustainable yield of groundwater. Online article.

Ponce, V. M. (2013). *Impact of Soitec solar projects on Boulevard and surrounding communities, San Diego County, California*. Online article.

Ponce, V. M. (2014). Effect of groundwater pumping on the health of arid vegetative ecosystems. Online article

Ponce, V. M., M. I. Diaz, y L. A. Magallon (2017). The linear oasis: Ecohydrology of red shank. Online article.

Theis, C. V. (1940). The source of water derived from wells: Essential factors controlling the response of an aquifer to development. Civil Engineering, Vol. 10, No. 5, May, 277-280.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SETIEMBRE DE 2018

APROVEITAMENTO DE ÁGUA PLUVIAL PARA FINS NÃO POTÁVEIS EM EDIFICAÇÃO RESIDENCIAL: ESTUDO DE CASO EM NOVA LIMA - MG

Vitor Guimarães de Oliveira¹; Ana Letícia Pilz de Castro²

¹Universidade Federal de Ouro Preto, Brasil, engcivil.vitorguimaraes@gmail.com ²Universidade Federal de Ouro Preto, Brasil, analeticiapilz@gmail.com

RESUMO:

A abundância de água no território brasileiro confronta uma realidade de racionamento de uso em localidades específicas. Os principais fatores que desencadeiam esta situação são a má gestão do recurso e a falta de práticas sustentáveis. O presente trabalho tem por objetivo avaliar o aproveitamento de água pluvial para fins não potáveis em uma residência de Nova Lima-MG. Utilizando o programa Netuno 4 foram realizadas simulações para volumes de reservatórios já conhecidos e facilmente encontrados no mercado. Verificou-se, pelos resultados, um relevante potencial de aproveitamento da água pluvial na residência. Foi avaliada também a viabilidade econômica de implementação do sistema proposto para períodos de análise de 10, 15 e 20 anos. Para todos os volumes de reservatório simulados o sistema foi economicamente viável, sendo que, alguns volumes apresentam maior eficiência e melhor retorno financeiro, dependendo do período de análise. Por fim, recomenda-se a utilização de reservatórios de 2.000, 3.000 ou 5.000 litros na residencia.

ABSTRACT:

The abundance of water in Brazil confronts a reality of rationing of use in specific localities. The main factors that trigger this situation are the poor management of the resource and the lack of sustainable practices. The objective of this study was to evaluate the use of rainwater for non-potable purposes in a Nova Lima-MG residence. Using the software Neptune 4 simulations were performed for volumes of reservoirs already known and easily found in the market. The results showed a significant potential for the utilization of rainwater in the residence. It was also evaluated the economic feasibility of implementing the proposed system for analysis periods of 10, 15 and 20 years. For all simulated reservoir volumes, the system was economically viable, with some volumes presenting higher efficiency and better financial returns, depending on the period of analysis. Finally, it is recommended to use 2.000, 3.000 or 5.000 liters.

PALABRAS CHAVES: aproveitamento de água pluvial; economia de água potável; volume do reservatório.

INTRODUÇÃO

A exploração, o uso e a gestão dos recursos naturais, tornaram-se amplas áreas de pesquisa da engenharia ao longo dos anos. Dentre estes recursos, a água tem notório destaque e será o tema principal deste trabalho.

Aproximadamente 70% da superfície terrestre é coberta por água, mas a maior parte deste montante (97,5%) é referente a água salgada, que compõe os mares e oceanos. A minoritária parcela de água doce (2,5%) se subdivide da seguinte forma: 68,9% constituem as calotas polares e geleiras, enquanto 31,1% são de água doce na forma líquida. Da parcela de água doce líquida, 96% são águas subterrâneas e apenas 4% são águas superfíciais (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2007).

O Brasil possui 13% da água doce superficial disponível no planeta, mas este recurso se distribui de maneira heterogênea no território nacional. Aproximadamente 81% desse volume se concentram na Região Hidrográfica Amazônica, que possui uma parcela de apenas 5% da população nacional. As regiões hidrográficas banhadas pelo Oceano Atlântico contam com 45,5% da população brasileira e possuem apenas 2,7% da parcela hídrica nacional. O desequilíbrio entre a distribuição hídrica também é acompanhado pelo desequilíbrio industrial e agrícola entre as regiões (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2014).

O desperdício de água é uma realidade de números alarmantes no Brasil. A cada 100 litros de água coletados e tratados, em média, 63 litros são consumidos. Este número representa uma perda de 37%, que resultam também em prejuízo de aproximadamente R\$ 8 bilhões às empresas de abastecimento (SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO, 2015).

A água é vital para os seres humanos, além de ser um produto essencial em diversas atividades econômicas. O grande crescimento populacional, a desigual distribuição espacial e temporal da água, o consumo de água abusivo e a contaminação de mananciais são fatores que evidenciam a necessidade de desenvolvermos costumes mais sustentáveis de utilização deste recurso.

Sistemas alternativos modernos são essenciais para restabelecer o equilíbrio entre oferta e demanda de água. Neste enredo, as práticas conservacionistas em associação ao reuso, reciclagem, gestão de demanda, redução de perdas e minimização da geração de efluentes são fundamentais aos métodos de redução da poluição e da gestão de recursos hídricos (FIESP, 2005).

A água potável é costumeiramente utilizada para fins que não exigem tal nível de tratamento e isto representa um aumento de custo desnecessário ao produto. A utilização de água não potável para determinados fins representa, portanto, uma otimização de custos no processo de tratamento da água.

Novas técnicas de aproveitamento de água são constantes fontes de estudos. Dentre estas, o aproveitamento de água pluvial para fins não potáveis se apresenta como uma boa solução e tem como principais vantagens a economia de água potável e a prevenção de enchentes em centros urbanos.

Ao avaliar as vantagens do aproveitamento de águas pluviais em residências, constata-se o segmento de uma linha de costume sustentável com baixo impacto ambiental e também a segurança de contar com uma reserva de água na ausência do abastecimento público.

SISTEMA DE APROVEITAMENTO DA ÁGUA PLUVIAL

Segundo Tomaz (1999), é de fundamental valor o conhecimento dos dados que representem a forma como a água é consumida em uma residência. A falta de informações e o grande volume de dados necessários para este estudo são fatores que dificultam as pesquisas na área.

O sistema de aproveitamento de água pluvial consiste na captação da água de chuva que cai sobre a cobertura da edificação, condução da água até o local de armazenagem pelos condutores horizontais e verticais, passagem por filtros e mecanismos de descarte de impurezas, e por fim, o

tratamento e distribuição dessa água aos pontos específicos da residência onde a água não-potável tem utilidade. Observa-se na Figura 1 uma ilustração esquemática deste tipo de sistema.



Figura 1.- Sistema de aproveitamento da água pluvial.

A diretriz para o dimensionamento desse tipo de sistema no Brasil é dada pela NBR 15527:2007 – Aproveitamento de água de chuva de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis.

Os sistemas de aproveitamento de água da chuva e as características das precipitações estão diretamente relacionados. Fatores como a intensidade, a duração e a frequência das chuvas são determinantes para o bom dimensionamento dos condutores e reservatórios (HAGEMANN, 2009).

A área de captação é definida pela NBR 15527:2007 como "área, em m², projetada na horizontal da superfície impermeável de cobertura onde a água é captada". O Unep (2002) recomenda a limpeza frequente e remoção de materiais depositados sobre a área de captação, sendo estes: poeira, fezes de animais, galhos e folhas.

O coeficiente de escoamento superficial é um índice que indica a proporção do volume de água que foi coletado pela superficie de captação em relação ao volume total precipitado na superfície. Quando não há perdas, o coeficiente tem valor 1 e quando todo o volume de água precipitado é perdido o valor é 0 (MAY, 2009). Muitos estudos sugerem a escolha do coeficiente em função do material da superfície de captação.

Os filtros são parte importante do sistema. Eles auxiliam como uma espécie de primeira limpeza da água, evitando que folhas, pequenos animais e outros tipos de impurezas sejam carreados com a água. Deve-se haver uma constante checagem e limpeza dos filtros para evitar o entupimento do mesmo.

Os dispositivos de descarte da primeira chuva também são importantes no sistema de aproveitamento da água. May (2004) analisou a qualidade da água após a passagem pela superfície de captação e também nos reservatórios de armazenamento. As amostras apresentaram um grau de qualidade maior para a água armazenada no reservatório em relação à água coletada do telhado. A autora concluiu que isso ocorre devido ao descarte da primeira chuva, que possui um grau elevado de materiais poluentes.

Já o reservatório é o "elemento do sistema de abastecimento de água destinado a regularizar as variações entre as vazões de adução e de distribuição e condicionar as pressões na rede de distribuição" (ABNT, 1994). Os reservatórios podem ser projetados sobre o solo ou enterrados, preferencialmente perto dos pontos de utilização. Os materiais mais utilizados em reservatórios são: polipropileno, concreto, metal-galvanizado, fibra-de-vidro, alvenaria e ferro-cimento (HAGEMANN, 2009).

A NBR 15527:2007 aborda seis métodos para o dimensionamento do reservatório de água de chuva, sendo eles: método de Rippl, método da simulação, método de Azevedo Neto, método prático alemão, método prático inglês e método prático australiano.

Além dos métodos citados na norma, o dimensionamento pode ser realizado a partir do software Netuno 4. Desenvolvido pela Universidade Federal de Santa Catarina, o programa realiza simulações de sistemas de captação de água pluvial. Sua metodologia é baseada em modelos determinísticos, diferindo dos modelos estocásticos onde os resultados são expressos em termos de

probabilidade. O Netuno 4 também realiza análises econômicas para o sistema, apresentando estimativas de custos e economias (GHISI e CORDOVA, 2014).

A comparação entre o programa Netuno 4 e os diversos métodos para dimensionamento de reservatório sugeridos pela norma foi realizada por Rupp, Munarim e Ghisi (2011). O estudo realizado em três localidades com características de precipitação distintas demonstrou que alguns métodos não são adequados para determinadas condições de precipitação, pois retornam sempre o mesmo volume de reservatório, independente da variação de características como o regime de precipitação e a demanda de água pluvial. Esse fator pode determinar escolhas subdimensionadas ou superdimensionadas para o reservatório. O estudo apontou ainda que o Netuno 4 foi o único método onde dimensionamento se ajustou de modo mais racional às diferentes circunstâncias.

A eficiência e a confiabilidade dos sistemas de aproveitamento da água pluvial se relacionam diretamente ao dimensionamento do reservatório, existindo um valor ótimo na combinação entre o volume de reserva e a demanda de água, onde a eficiência é máxima e se tem o menor gasto possível (PROSAB, 2006).

Quando o bombeamento de água for necessário no sistema, seu dimensionamento deve atender à NBR 12214:1992 (ABNT, 2007).

Carvalho (2007) avaliou sistemas de aproveitamento da água pluvial e revelou ser viável a instalação do reservatório com o fundo elevado 1,20 a 1,80 metros em relação ao piso.

Segundo a NBR 15527:2007, o projetista é responsável por definir os padrões de qualidade da água de acordo com sua utilização. A norma também mostra parâmetros de qualidade da pluvial para usos restritivos não potáveis.

O uso da água para fins não-potáveis não exige grandes tratamentos de purificação. Um tratamento simples pode ser realizado através da sedimentação natural, filtração simples e cloração (MAY e PRADO, 2004).

ESTUDO DE CASO

A proposta do trabalho consiste em avaliar o aproveitamento de água pluvial para fins não potáveis em uma residência de Nova Lima - MG utilizando o software Netuno 4. Para tal, realizouse simulações com volumes de reservatórios já conhecidos e facilmente encontrados no mercado, sendo estes 1.000, 1.500, 2.000, 3.000, 5.000, 7.500 e 10.000 litros.

Objetiva-se com o estudo avaliar o dimensionamento do reservatório de água pluvial do sistema proposto, avaliar a redução do consumo de água potável, avaliar a viabilidade econômica de implantação do projeto e contribuir com a conscientização da população sobre a necessidade de aproveitamento de água pluvial.

Devido à grande área de jardim da residência e a facilidade de instalação do sistema de aproveitamento da água pluvial quando este se destina apenas para utilização em área externa, propõe-se um sistema onde a água será destinada apenas para fins de rega na residência que possui 279,26 m² de área de captação e 265,74 m² de jardim.

Nas simulações será considerado que o sistema de captação da água pluvial possui apenas reservatório inferior. Em edificações prediais são comumente utilizados reservatórios inferior e superior para a distribuição da água. Com a escolha adotada descarta-se a necessidade de bombeamento, pois será considerado que a água chegará por gravidade ao ponto final. Esta escolha segue um ideal sustentável, pois evita o consumo de energia elétrica proveniente do bombeamento, além de custos com a manutenção do equipamento.

Os dados pluviométricos utilizados foram obtidos no BDMEP — Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. A Estação Meteorológica de Belo Horizonte foi a escolhida para retirada dos dados. Localizada no bairro Funcionários, em latitude 19° 55′ 48" Sul, longitude 43° 55′ 48" Oeste e altitude de 915,00 metros, a estação é a mais próxima do local de estudo, disponível no sistema do BDMEP, que contém os dados completos da série histórica desejada. Para

avaliar o volume ideal do reservatório inferior foi adotada uma série histórica de 10 anos, que compreende as precipitações diárias do período de 01/01/2007 a 31/07/2017.

A demanda total de água é um importante dado de entrada do programa e se caracteriza pela quantidade de água necessária para suprir as necessidades da habitação. Os dados foram inseridos com base nas contas de água da residência referentes aos últimos 12 meses.

O percentual de água potável que pode ser substituído por água pluvial é um valor que depende de um estudo específico que objetiva conhecer o uso final da água, determinando assim a demanda pluvial.

Estimar o consumo de água potável em uma residência é possível através de parâmetros de engenharia. Para o uso externo, por exemplo, estima-se que o gasto de água no jardim seja de 2 litros/dia.m² (TOMAZ, 2009). Determina-se, portanto, o gasto com esta atividade através da Equação 1:

$$C_{rega}^{m\hat{e}s} = A_{jardim}. K_{rega}. D$$
 [1]

Onde:

 $C_{rega}^{m\hat{e}s}$ é o consumo total de água utilizada na rega do jardim em um mês, em litros;

 A_{jardim} é a área do jardim, em m²;

*K*_{rega} é o parâmetro de rega, em litros/dia.m²;

D é a quantidade de dias do mês que a rega foi realizada, em dia.

A análise econômica realizada pelo Netuno 4 confronta os custos de implementação e manutenção do sistema com as economias geradas pelo mesmo, retornando informações de uma projeção futura para um período de análise pré-determinado.

Os custos do sistema podem ser divididos em iniciais e operacionais. Os custos iniciais incluem gastos com equipamentos e mão-de-obra para instalação.

Os custos operacionais incluem os gastos referentes ao tratamento e bombeamento da água. No presente estudo propõe-se um reservatório elevado com distribuição da água por gravidade, portanto, não há bombeamento. O tratamento da água será feito através de filtração e descarte da primeira chuva. Dessa forma o sistema não terá custos operacionais.

Para análise do fluxo de caixa é considerada uma gama maior de variáveis, determinadas de acordo com dados econômicos atuais, sendo estas: inflação, taxa mínima de atratividade, mês de instalação do sistema, período de análise, período de reajuste da tarifa de água e dos custos de manutenção e condições de gerenciamento.

A economia desejada com a instalação do sistema parte de uma diminuição no valor da conta de água. A redução do consumo de água potável é acompanhada por uma redução do custo de tratamento do esgoto, gerando uma economia ainda maior. A metodologia de cálculo usada para determinar a redução de custo na conta de água e esgoto encontra-se no manual do Netuno 4, de Ghisi e Cordova (2014).

Como a tarifa local de esgoto não é cobrada através de uma taxa fixa mensal, mas por uma proporção em relação ao consumo de água, o cálculo da conta de água com o aproveitamento pluvial se dá pela Equação 2:

$$C_{total}^{com\ pluv} = C_{\acute{a}gua}^{com\ pluv} \cdot \left(1 + \frac{j_{var}}{100} + \frac{j_{esgoto}}{100}\right) + j_{fixo}$$
 [2]

Onde:

 $C_{total}^{com\ pluv}$ é o custo total da conta de água com o aproveitamento pluvial, em R\$;

 $C_{\acute{a}gua}^{com\ pluv}$ é a parcela da conta de água com aproveitamento pluvial, em R\$;

j_{var} é o imposto variável, em %;

 j_{esaoto} é o imposto de esgoto, em R\$;

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A análise foi realizada para os períodos de 10, 15 e 20 anos, pois representam uma boa estimativa da vida útil do sistema e também evidenciam o retorno financeiro do investimento em cenários de médio a longo prazo.

A gama de resultados ofertada pelo Netuno 4 é extensa e propicia uma avaliação adequada em relação a funcionalidade e a viabilidade financeira do sistema. Observa-se na Tabela 1 dados referentes ao potencial de utilização de água pluvial, bem como resultados econômicos. Os resultados em termos de valor presente líquido podem ser observados na Tabela 2.

Tabela 1.- Resultados potenciais e econômicos.

Volume do reservatório [litros]	Média do potencial de utilização de água pluvial (Potencial máximo: 47,8%)	Custo total do sistema	Previsão de economia anual após implantação do sistema	Período de retono do investimento [meses]
1.000	16,96%	R\$ 2.685,40	R\$ 411,64	92
1.500	20,12%	R\$ 2.969,40	R\$ 490,29	84
2.000	22,40%	R\$ 3.122,90	R\$ 537,38	80
3.000	25,31%	R\$ 3.562,40	R\$ 597,83	81
5.000	28,89%	R\$ 4.308,40	R\$ 673,15	87
7.500	31,10%	R\$ 5.513,40	R\$ 713,09	109
10.000	32,70%	R\$ 5.847,40	R\$ 736,29	112

Tabela 2.- Resultados para valor presente líquido.

Valor Presente Líquido				
Volume do reservatório		Período de análise		
[litros]	10 anos	15 anos	20 anos	
1.000	R\$ 722,45	R\$ 2.071,61	R\$ 3.216,23	
1.500	R\$ 1.095,13	R\$ 2.702,56	R\$ 4.066,30	
2.000	R\$ 1.334,93	R\$ 3.096,24	R\$ 4.590,54	
3.000	R\$ 1.402,73	R\$ 3.361,34	R\$ 5.023,03	
5.000	R\$ 1.290,94	R\$ 3.495,43	R\$ 5.365,71	
7.500	R\$ 426,22	R\$ 2.761,01	R\$ 4.741,84	
10.000	R\$ 287,75	R\$ 2.698,03	R\$ 4.742,92	

Os resultados também são fornecidos para valores mensais, que propiciam uma melhor avaliação do aproveitamento pluvial ao longo do ano.

A fim de se avaliar a influência que a mudança do volume do reservatório apresenta em relação ao potencial de aproveitamento pluvial, para cada mês do ano, foram realizadas análises gráficas. Para cada aumento de volume do reservatório foi traçada uma linha de tendência linear. O coeficiente angular da equação da linha de tendência auxilia na análise do que o aumento do volume representa em termos de ganho de potencial. Quanto maior for o coeficiente angular, maior o ganho em termos potenciais.

Observam-se, nas Figuras 2 e 3, os gráficos dos meses de janeiro e maio, respetivamente.

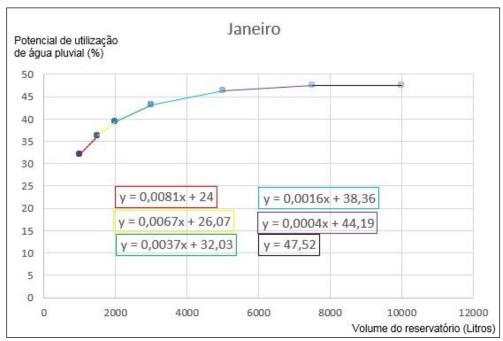


Figura 2.- Gráfico 'potencial x volume' em janeiro.

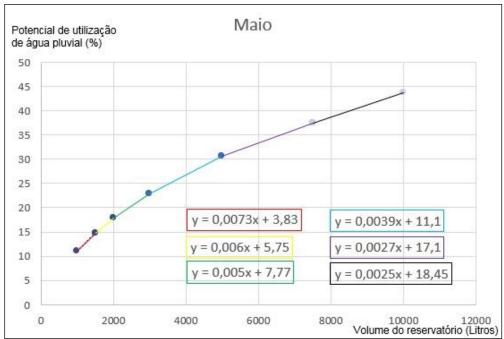


Figura 3.- Gráfico 'potencial x volume' em maio.

Observa-se que quanto maior o volume, maior é o potencial de utilização de água pluvial. Nos meses mais chuvosos, o potencial de utilização da água pluvial atinge os maiores valores.

Notou-se dois perfis de comportamento da linha de tendência. De setembro a abril o crescimento é semelhante ao da Figura 2, onde o ganho de potencial se mostra cada vez menor a cada aumento do volume do reservatório, lembrando, analogamente, uma tendência parabólica. No período de maio a agosto, os gráficos se assemelham ao comportamento da Figura 3, onde o crescimento potencial não sofre drásticas variações com as mudanças de volume do reservatório, lembrando, também de forma análoga, um crescimento linear.

O aumento do reservatório, principalmente nos períodos chuvosos, nem sempre é acompanhado de um ganho expressivo no potencial de utilização da água pluvial. Este fato justifica o perfil parabólico dos gráficos.

CONCLUSÃO

A vantagem de se utilizar o software para o dimensionamento está relacionada ao grande número de análises que se realizam em um curto intervalo de tempo.

Para execução das análises fez-se necessário estimar o consumo da água e o quadro econômico em uma projeção futura. As estimativas foram baseadas em eventos recentes e os resultados encontrados foram condizentes com a expectativa, mostrando-se confiáveis.

Todos os sistemas mostraram-se viáveis economicamente a longo prazo. Este fator é significante diante de uma realidade social onde os valores financeiros estão, infelizmente, quase sempre em prioridade em relação aos valores sustentáveis.

Nos períodos mais chuvosos, os reservatórios intermediários tiveram valores próximos ou iguais, em termos de aproveitamento pluvial, aos reservatórios de maior capacidade. Fato este que nos permite avaliá-los como mais eficientes.

Como todos os sistemas são economicamente viáveis e apresentaram uma eficiência considerável no aproveitamento da água pluvial, a escolha do reservatório está relacionada não só ao potencial de utilização da água desejado, mas também ao perfil de investimento do consumidor.

Os reservatórios de volume intermediário tiveram os resultados mais interessantes em valores econômicos e também apresentaram uma boa eficiência no aproveitamento da água.

Notou-se também que os fatores que mais potencializam um sistema residencial de aproveitamento da água pluvial são: grande área de captação e grande área de jardim.

Por fim, devido aos resultados apresentados e discutidos, recomenda-se a utilização dos reservatórios de 2.000, 3.000 ou 5.000 litros na residência.

REFERÊNCIAS

Associação Brasileira de Normas Técnicas (1994). NBR 12217 - Projeto de reservatório de distribuição de água para abastecimento público.

Associação Brasileira de Normas Técnicas (2007). NBR 15527 - Água de chuva - Aproveitamento de cobertura em áreas urbanas para fins não potáveis - Requisitos.

Agência Nacional de Águas (2014). Agência Nacional de Águas, 2014.

Carvalho, G. D. S (2007). Análise de uma proposta de um sistema de captação e aproveitamento de água de chuva para uso em bacias sanitárias com caixa acoplada em residências unifamiliares. Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, Brasil.

FIESP (2005). Conservação e reuso da água em edificações. FIESP, ANA, SindusCon-SP, COMASP.

Ghisi, E.; Cordova, M. M. (2014). Netuno 4 - Manual do usuário. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Brasil.

Hagemann, S. E. (2009). Avaliação da qualidade da água da chuva e da viabilidade de sua captação e uso. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, Brasil.

May, S. (2004). Estudo da viabilidade do aproveitamento de água de chuva para consumo não potável em edificações. Universidade de São Paulo. São Paulo, Brasil.

May, S. (2009) Caracterização, tratamento e reúso de águas cinzas e aproveitamento de água pluvial em edificações. Universidade de São Paulo, Brasil.

May, S.; Prado, R. T. A. (2004). Estudo de Qualidade da Água de Chuva para Consumo Não Potável em Edificações. I Conferência Latino-Americana de Construção Sustentável e ENTAC 04 - 10° Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído. São Paulo, Brasil.

Ministério do Meio Ambiente (2007). Aguas Subterrâneas: Um recurso a ser reconhecido e protegido. Associação Brasileira de Águas Subterrâneas.

PROSAB (2006). Tecnologias de segregação e Tratamento de esgotos domésticos na origem, visando a redução do consumo de água e da infra-estrutura de coleta, especialmente nas periferias urbanas. UFES, UFSC, UNICAMP, IPT.

Rupp, R. F.; Munarim, U.; Ghisi, E. (2011). Comparação de métodos para dimensionamento de reservatórios de água pluvial. Revista Ambiente Construído, Porto Alegre, Brasil.

Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2015). Perdas de Água: Desafios ao Avanço do Saneamento Básico e à Escassez Hídrica.

Tomaz, P. (1999). Previsão de consumo de água.

Tomaz, **P.** (2009). Aproveitamento de água de chuva de cobertura em área urbana para fins não potáveis.

UNEP (2002). Rainwater Harvesting and Utilisation. UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME.

AGRADECIMENTOS

Os autores manifestam seus agradecimentos à ANEEL, à CEMIG, à ELETROBRAS-FURNAS, a FAPEMIG ao CNPq, CAPES, à Fundação Gorceix, à UFOP pelo suporte financeiro para a realização desse trabalho.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

ANÁLISIS DE LA DEMANDA DE AGUA NO SATISFECHA BAJO ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO EN LA CUENCA DEL RÍO GUALÍ, COLOMBIA

Darwin Mena¹, Abel Solera Solera², Lina Restrepo³, Melissa Pimiento⁴, Miguel Cañón⁵

Universidad Santo Tomás, Colombia, darwinmena@usantotomas.edu.co ¹
Universitat Politècnica de València, asolera@upvnet.upv.es ²
Universidad Santo Tomás, Colombia, linarestrepoc@usantotomas.edu.co ³
Universidad Santo Tomás, Colombia, melissapimiento@usantotomas.edu.co ⁴
Universidad Santo Tomás, Colombia, miguelcanon@usantotomas.edu.co ⁵

RESUMEN

Este artículo presenta los resultados de la modelación hidrológica en la cuenca del río Gualí (Colombia), para determinar los impactos potenciales del cambio climático sobre la demanda insatisfecha, integrando las herramientas de modelación Hydro-BID y WEAP. Se obtuvieron las series de caudal para el clima actual y futuro bajo los escenarios RCP 2.6 y RCP 8.5, reducidas implementando la metodología de downscaling basada en el método estadístico de la teoría del caos, usando los datos del modelo de circulación global MPI-ESM-MR. Posteriormente, se utilizaron los caudales obtenidos para simular la demanda insatisfecha en WEAP, donde se proyectaron las demandas hasta el año 2100. Se obtuvo como resultado que para los dos escenarios se presentará una posible disminución en el caudal respecto a las condiciones actuales, entre 5.8% y 9.56% para el RCP 2.6 y entre 2.18% y 6.86% para el RCP 8.5. Finalmente, se evidenció que se presenta demanda insatisfecha en los nodos de los acueductos de Fresno y Mariquita, la cual se puede disminuir en 87.8% para el RCP 2.6 y 90.26% para el RCP 8.5, reduciendo las pérdidas del sistema de distribución.

ABSTRACT

This article presents the results of hydrological modeling in the Gualí river basin (Colombia), to determine the potential impacts of climate change on unsatisfied demand, integrating the Hydro-BID and WEAP modeling tools. Flow series were obtained for the current and future climate under the scenarios RCP 2.6 and RCP 8.5, reduced by implementing the downscaling methodology based on the statistical method of chaos theory, using the data of the MPI-ESM-MR global circulation model. Subsequently, the flows obtained were used to simulate the unmet demand in WEAP, where demands were projected up to the year 2100. It was obtained as a result that for the two scenarios a possible decrease in the flow with respect to the current conditions will be presented, between 5.8% and 9.56% for the RCP 2.6 and between 2.18% and 6.86% for the RCP 8.5. Finally, it was evident that there is an unmet demand in the Fresno and Mariquita aqueduct nodes, which can be reduced by 87.8% for RCP 2.6 and 90.26% for RCP 8.5, reducing losses in the distribution system.

PALABRAS CLAVE: Cambio Climático, Hydro-BID, Reducción de escal

INTRODUCCIÓN

La gestión integrada del recurso hídrico (GIRH) es un concepto mundial que tiene como objetivo impulsar una adecuada planificación y manejo del agua para garantizar su sostenibilidad y conservación, y fomentar la generación y acceso de información para dar solución a los problemas relacionados con el agua, brindar asistencia e implementar herramientas y recursos que faciliten la toma de decisiones. Es por esto que uno de sus principios elementales es reducir los riesgos asociados a la oferta y disponibilidad de agua, tanto actualmente como a futuro. El abastecimiento de agua cumple un papel básico en el desarrollo de las actividades económicas y culturales de las comunidades, no sólo para el consumo humano sino también para el desarrollo de actividades de riego, así como de los de procesos industriales, por lo que suplir la demanda hídrica a partir de la oferta disponible en las cuencas es parte fundamental de la GIRH (Bao & Fang, 2007; Global Change Centre, Catholic University of Chile, & Stockholm Environment Institute, 2009; Ministry of Housing and Territorial Development, 2010).

El consumo mundial de agua aumentó 8 veces desde el siglo XIX y se duplica cada 15 años; por otro lado la demanda del sector agrícola, doméstico e industrial aumentó 7, 20 y 12 veces respectivamente y el consumo de agua urbana ha aumentado 20 veces en 100 años, lo que puede conllevar a que en el 2050, aproximadamente el 55% de la población mundial se enfrente a una crisis del agua (Song, Qiting, & Feng, 2004). En el caso específico de Colombia, a pesar de que es considerado como uno de los países con mayor oferta hídrica natural del mundo, con un rendimiento hídrico aproximado de 56 L/s*km², que supera por mucho el rendimiento promedio mundial de 10 L/s*km², se conoce que cerca del 4% de la población sufre de un índice de escasez alto, el 7% medio alto y el 30% medio, con lo cual se estima que para el año 2025 la población afectada por escasez hídrica podría llegar al 39%, por lo que las acciones encaminadas a la conservación del recurso deben ser una prioridad (Domínguez, Rivera, Vanegas, & Moreno, 2008).

Esta investigación integra las herramientas de modelación WEAP e Hydro-BID con el fin de evaluar el impacto del cambio climático sobre el régimen hidrológico y su repercusión en la demanda insatisfecha de la cuenca del río Gualí en Colombia, puesto que se ha evidenciado como el clima y el ciclo hidrológico se encuentran estrechamente relacionados. De esta manera un aumento o disminución de variables como la precipitación y la temperatura tendrán una repercusión en la oferta hídrica tal y como lo establece la Tercera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático, en donde se expone que el régimen hidrológico podría ser afectado por las fluctuaciones del clima, reduciendo o aumentando la norma de escorrentía y alterando la variabilidad temporal del recurso (IDEAM, UNDP, MADS, Chancellery, & Science & Technology Observatory, 2016).

La modelación del recurso hídrico es una herramienta clave en la planificación, pronóstico y la evaluación de variables, políticas y estrategias entre muchos otros factores. Por lo anterior, para propósitos de este estudio se implementará Hydro-BID para generar una serie de tiempo de caudales bajo el clima actual y bajo proyecciones climáticas futuras y WEAP para simular la disponibilidad de agua y las demandas insatisfechas.

MÉTODOS

CASO DE ESTUDIO

La cuenca del río Gualí se encuentra ubicada en la zona norte del departamento del Tolima, Colombia, con coordenadas 5°12'0'' N y 4°43'60'' W, sobre la cordillera central. Esta unidad de estudio es compartida con el Parque Nacional Natural Los Nevados (PNNN), posee un área de 82147.8 hectáreas, abarcando una población cercana a los 83500 habitantes, naciendo a una altura aproximada de 4850 m.s.n.m y teniendo su desembocadura en la cuenca del río Grande del Magdalena, en el municipio de Honda, aproximadamente a los 600 m.s.n.m (Cortolima, 2014).

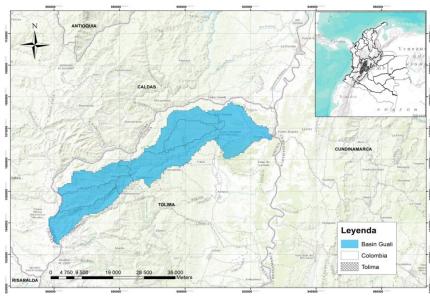


Figura 1.- Ubicación de la Cuenca del río Gualí.

Las características climáticas principales tienen un comportamiento de carácter tropical con una tendencia bimodal de precipitación debido a la zona de confluencia intertropical, con una precipitación máxima anual de 3105.12 mm y con los meses más húmedos correspondientes a abril y octubre y los más secos enero y julio. En cuanto a la temperatura se tiene un valor medio de 18.7°C, un máximo de 20.3°C y un mínimo de 17.7°C, variando a lo largo de la cuenca como consecuencia de los cambios en la altura. Para la humedad relativa se tiene un valor máximo de 90% resaltando que este parámetro se comporta de forma inversa a la temperatura. Así mismo la oferta hídrica media en la cuenca es de aproximadamente 42.8 m³/s, con un rendimiento hídrico promedio de 67.75 l/s*km² (Cortolima, 2014).

En cuanto al análisis del cambio climático, no se presentan datos de variaciones del clima específicamente para esta cuenca, sin embargo para le región de Tolima en general, la Tercera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático establece que, para final de siglo, la temperatura podría aumentar hasta 2.3° C adicionales al valor de referencia; mientras que la precipitación podría incrementarse hasta un 17%. Los efectos esperados pueden verse reflejados en el sector ganadero por las altas en la temperatura y en el sector agrícola por los aumentos de la precipitación (IDEAM et al., 2016).

HERRAMIENTA DE MODELACIÓN HYDRO-BID

Hydro-BID es un sistema integrado y cuantitativo para simular la hidrología y gestión del recurso hídrico en la región de ALC bajo escenarios de cambio climático. Además, permite evaluar la cantidad y calidad del agua, las necesidades de infraestructura y el diseño de estrategias y proyectos de adaptación en respuesta a estos cambios. Este software está centrado en la base de datos de hidrología analítica (AHD), implementa la información de topología de la cuenca y corrientes, uso de la tierra, tipos de suelo, precipitación y temperatura y flujos de corrientes observados para la calibración. El modelo lluvia escorrentía implementado es distribuido y se denomina Factor de Carga de Cauces Generalizados - (GWLF) (Haith, Mandel, & Shyan Wu, Ray, 1992; Hong & Swaney, 2013; RTI international, 2017), el cual permite generar un volumen de escorrentía por cada cuenca y permite simular a escala de subcuenca (Fekadu, Fernando, & Raúl, 2014).

El modelo calcula la escorrentía y los flujos base por cuenca de captación: la escorrentía se genera en forma de exceso de infiltración y el flujo base es una liberación gradual de la capa saturada. Tras tomar en cuenta la escorrentía proveniente de las precipitaciones, toda agua que excede un volumen calculado de evaporación se infiltra a la capa no saturada. Con el tiempo, el agua

infiltrada se pasa desde la capa no saturada hacia abajo para reponer el volumen almacenado de la capa saturada. El agua de la capa saturada entra en el canal de corriente como flujo de base donde se combina con la escorrentía de la cuenca y otros flujos de entrada provenientes de las cuencas de aguas arriba para proporcionar el volumen de flujo de corriente (Fekadu et al., 2014).

El modelo hidrológico de Hydro-BID requiere como datos de entrada la precipitación, temperatura y caudal del río en unidades de centímetros (cm), grados Celsius (°C) y metros cúbicos por segundo (m³/s) respectivamente (Nalesso, 2015); estos datos fueron proporcionados por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM). Por otro lado, el modelo implementa datos de uso del suelo y cobertura vegetal que son obtenidos de la AHD, de la cual se obtuvieron también los drenajes, la hidrografía, la delimitación de la zona de estudio, así como datos propios de la geometría de la cuenca como lo son el área, la longitud del cauce principal, entre otros(Fekadu, Corrales, & Serago, 2017; Rineer, Bruhn, Millares, & Muñoz, 2014).

Se seleccionaron 16 estaciones de precipitación, 5 de temperatura y 4 de caudal con un registro histórico de 23 años (01/01/1989-30/01/2013) en temporalidad diaria, a las cuales se les realizó un análisis de homogeneidad por medio de la metodología de las curvas de doble masa, en donde se evidenció que el factor de correlación R² varió en 0.9931 y 0.9995, por lo cual no se les aplicó factor de aiuste v se procedió a la estimación de datos faltantes por medio del método del promedio aritmético (Fekadu et al., 2014).

CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO HYDRO-BID

La calibración del modelo se llevó a cabo por subcuencas, con el fin de identificar los valores óptimos de los parámetros con los cuales los datos simulados se ajustan correctamente a las series observadas. Este proceso se realizó de forma manual, por ensayo y error, desde la cuenca más aguas arriba a las más aguas abajo, relacionando entre sí los parámetros obtenidos para la cuenca inmediatamente anterior hasta llegar a la desembocadura del cauce principal. Para realizar este proceso se tuvo en cuenta el periodo comprendido entre el 01/01/1993 al 28/02/2005, puesto que en este intervalo de tiempo se encontraban las series de datos más completas, para las tres variables climatológicas, con lo que se reducía el error a lo largo de la calibración.

En la figura 2 se muestra la relación entre las estaciones de caudal y las subcuencas del Gualí con las que se realizó la calibración, se evidencia que la calibración se realizó en 4 secciones, la primera con la subcuenca de identificador COMID 301270200 y las subcuencas inmediatamente aguas arriba de está que corresponde al área morada del mapa, la cual se calibró con la estación 23017040. Una segunda calibración se desarrolló en la subcuenca de COMID 301235900 correspondiente al área amarilla con la estación 23017060, la tercera con el COMID 301224300 indicada por el área azul con la estación 23017080 y finalmente el COMID 301237900 señalada por el área verde con la estación 23017030.

Los parámetros tenidos en cuenta en el proceso de calibración son el número de curva, que se usa para caracterizar el tipo de suelo de la cuenca y su hidrología; el contenido disponible de agua (AWC), que representa la cantidad de agua que puede ser almacenada en el suelo para ser usada por las plantas, afectando la infiltración hacia el agua subterránea. Además, se encuentra el coeficiente de recesión (R) que evidencia cómo el agua subterránea que se encuentra cerca a la superficie contribuye a los caudales de los ríos o corrientes superficiales después de un evento de lluvia. Seguido de este se encuentran las pérdidas del sistema o el seepage, que representa el intercambio entre las aguas sub-superficiales con los cuerpos de agua más profundos, en donde la cantidad de agua que se le atribuye a este parámetro se considera como una salida del modelo (Cabrera, 2012; Fekadu et al., 2014; RTI international, 2017).

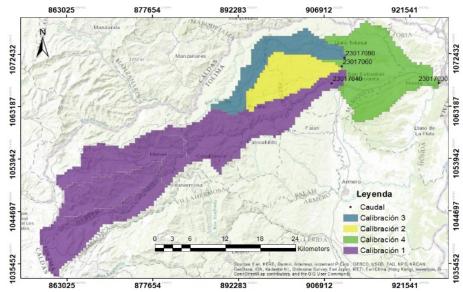


Figura 2.- Calibración por subcuencas.

Para evaluar la calibración, Hydro-BID integra una serie de métricas que son el volumen general de error, para el cual entre más cercano a 0 sea su resultado, mejor es el desempeño del modelo; las métricas de correlación (R), correlación modificada y la eficiencia de Nash-Sutcliffe que tienen rangos de entre 0 y 1, y en donde entre más cercano a 1 sea el resultado obtenido, mayor será la confiabilidad de la simulación (Dawson, Abrahart, & See, 2007).

MODELO DE CIRCULACIÓN GLOBAL (GCM) Y REDUCCIÓN DE ESCALA (DOWSCALING)

Se seleccionaron los escenarios de cambio climático RCP 2.6 y el RCP 8.5, que representan proyecciones opuestas. El RCP 2.6 plantea un escenario de mitigación estricta donde se disminuye el crecimiento poblacional, se limita el uso de la energía y los combustibles fósiles y se crea una política estricta sobre el cambio climático. Éste está diseñado para que bajo esas condiciones se presente una mayor probabilidad de mantener el calentamiento global a menos de 2°C por encima de las temperaturas preindustriales; mientras que el RCP 8.5 plantea un crecimiento exponencial de la población y el consumo energético y las políticas de mitigación son mínimas, además de proyectar las emisiones más altas de gases efecto invernadero (IDEAM et al., 2016).

Se procedió a preseleccionar un GCM para la obtención de las proyecciones de las variables climáticas. Se realizó una búsqueda de estudios que previamente evaluaron GCM en Colombia, y se implementaron los resultados de un proyecto de la Agencia para el Desarrollo Internacional de los Estados Unidos (USAID) llamado "Metodología para incluir variabilidad climática y escenarios de cambio climático en el modelo WEAP de la macro cuenca del Magdalena y resultados de las simulaciones", en el cual se valoró el desempeño de los modelos para diferentes secciones de la cuenca del río Magdalena (Angarita, 2014).

Debido a que la cuenca del río Gualí se encuentra dentro del área de estudio de este proyecto se preseleccionaron los 3 GCM que mejor se ajustaron teniendo en cuenta el sesgo relativo para la cuenca Magdalena-Cauca. Los modelos que tienen menor sesgo para la zona mencionada fueron el MPI-ESM-MR, el CCSM4 y el NORESM1-M, posteriormente se calculó la métrica raíz cuadrada del error cuadrático medio (RSME) entre el histórico del GCM y las estaciones de precipitación y temperatura para cada uno de los modelos. A partir de estos resultados se seleccionó el modelo MPI-ESM-MR que generó un RSME de 5.44 cm para la precipitación y de 6.91°C para la temperatura.

En la realización de un análisis de los impactos generados por el cambio climático en cuencas, es indispensable contar con información temporal y espacial en una escala menor a la presentada por los Modelos de Circulación Global (GCM). Es por esto que se hace necesario el proceso de

reducción de escala de las series globales, basados en el supuesto de que el clima a gran escala tiene una fuerte influencia en el clima a escala local (Maraun et al., 2010). En este estudio se implementó el método de reducción de escala estadístico basado en la teoría del caos, también llamado downscaling, puesto que las técnicas de reducción de escala existentes, aunque presentan resultados exitosos, están basadas en la suposición de que los sistemas climáticos son lineales, mientras que otros estudios han demostrado la no linealidad y el comportamiento caótico de los mismos (Mihailović, Balaž, & Kapor, 2017).

El método de reducción de escala implementado considera los conceptos del caos determinístico y la dinámica no lineal en series climatológicas. Este método tiene en cuenta la evaluación de la presencia del caos y la sincronización de los datos de las series globales con los datos de las estaciones meteorológicas, requiere como datos de entrada las series de precipitación y temperatura de las estaciones meteorológicas y un catálogo que contiene las coordenadas de las estaciones y el modelo histórico del GCM al igual que los datos de los RCP seleccionados y como salidas genera las series reducidas y un error que evalúa el desempeño del modelo que, en este caso es el RMSE para la validación del modelo (Duarte, 2017).

HERRAMIENTA DE MODELACIÓN WEAP

El sistema de evaluación y planificación del agua, WEAP es una herramienta computacional robusta que permite evaluar y llevar a cabo una gestión integral del recurso hídrico. Su fin último es representar las condiciones actuales y futuras del agua en una zona de estudio determinada con el objetivo de calcular la oferta y demanda hídrica. Este modelo fue desarrollado por el Instituto Ambiental de Estocolmo con apoyo del Centro Hidrológico de Ingeniería del ejército de Estados Unidos y tiene la capacidad de ser aplicado tanto en sistemas agrícolas como en sistemas de abastecimiento de agua potable (Global Change Centre et al., 2009).

Este programa implementa un modelo hidrológico de lluvia-escorrentía de tipo continuo basado en un algoritmo simple, configurado a partir de un área de estudio compuesta con un set de subcuencas contiguas que cubren la totalidad del área de estudio y que integran las diferentes coberturas y usos del suelo al interior de las mismas. Además, este modelo cuenta con dos receptores de agua o baldes que distribuyen el agua en escorrentía superficial, infiltración, evaporación, flujo base y percolación a partir de un conjunto de datos climáticos que integran las variables de precipitación, temperatura, humedad relativa y velocidad del viento (Global Change Centre et al., 2009).

Este software tiene como ventaja principal la creación de escenarios de análisis basados en condiciones de frontera como las restricciones políticas y tecnológicas, las prioridades y los costos además de otros factores que condicionan la oferta y la demanda de la zona y que se integran en la modelación por medio de supuestos claves que permiten la creación de variables que pueden ser independientes de un escenario a otro y que benefician el proceso de perfeccionamiento del modelo en general (Mounir, Ming Ma, & Amadou, 2011; USAID, 2016).

OBTENCIÓN DE LA DEMANDA INSATISFECHA ACTUAL Y FUTURA

Para calcular la demanda actual de la cuenca fue necesario recurrir a los registros de la Corporación Autónoma Regional, Cortolima, con el fin de obtener los valores correspondientes a las concesiones asignadas dentro de la zona de estudio y que tienen una clasificación doméstica, agrícola o industrial. A partir de esta información, y complementándola con aquella encontrada en el Plan de Ordenamiento y Manejo de Cuencas Hidrológicas (POMCA) del río Gualí, se clasificaron los puntos de demanda a lo largo de la zona de estudio, dependiendo de la corriente de la cual se hace la captación. Así mismo se realizó una representación de la topología de la cuenca por medio de WEAP y que se observa en la figura 3.

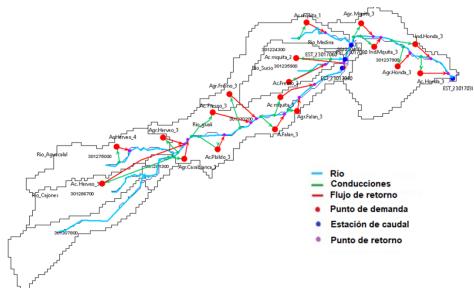


Figura 3.- Esquema de demanda en la cuenca del río Gualí.

Además fue necesario obtener la población que se abastece de cada uno de los acueductos, tanto municipal como veredal, para obtener la tasa de uso del agua correspondiente a los puntos de demanda doméstica. Esto se obtuvo a partir de la suma de las poblaciones que se encuentran relacionadas en cada uno de los acueductos, dando como resultado el consumo de agua por año en unidades de m³/hab.año. En cuanto a la obtención de la tasa de uso del agua para la clasificación agrícola fue necesario obtener las hectáreas de cultivo presentes en cada una de las subcuencas para así determinar el consumo anual de agua en unidades de m³/hect.año. Finalmente, para la clasificación de demanda industrial, se trabajó con el caudal registrado en las concesiones ya mencionadas en unidades m³/s.

Además fue necesario incluir el porcentaje de pérdidas generadas a lo largo de las líneas de transmisión a los puntos de demanda; estos datos fueron obtenidos de Cortolima y de los acueductos de la zona para los puntos domésticos, además de revisión bibliográfica hecha específicamente en el título A del RAS 2000 (Reglamento Técnico del sector Agua Potable y Saneamiento Básico) y de otros casos de estudio similares, como el llevado a cabo en la cuenca del río Grande en Argentina (Wyatt, Moreda, Brantly, & Castillo, 2016). A partir de esto se plantearon como pérdidas iniciales el 35% para los puntos de demanda doméstico, el 30% en los puntos de demanda industrial y el 55% de pérdidas en los puntos agrícolas.

Para la demanda futura se realizó la proyección de los consumos ya mencionados por medio de los registros históricos del Producto Interno Bruto (PIB) obtenidos de datos registrados por el Departamento Administrativo Nacional de Estadística (DANE) y el Banco de la República, en un periodo entre el 2000 hasta el 2016, asociados a cada uno de los 3 sectores (agrícola, industrial y de servicios). A partir de estos datos se obtuvo una variación promedio de 2.34%, 2.88% y 2.37% respectivamente; valores que fueron aplicados de forma posterior en el periodo de modelación de los escenarios, en un intervalo de tiempo de entre 2012 y 2100, dando como resultado una serie de tiempo con los consumos y poblaciones proyectadas, de forma anual, con el que fue necesario recalcular la tasa de uso de agua para cada uno de los puntos de demanda.

Como último dato de entrada se incluyeron en este modelo las series de caudales obtenidas del modelo Hydro-BID, para el escenario actual y para los escenarios RCP 2.6 y RCP 8.5, para cada una de las subcuencas del área de estudio. Como resultado de esta etapa metodológica se obtuvo la demanda insatisfecha para los escenarios de cambio climático mencionados anteriormente.

PLANTEAMIENTO Y EVALUACIÓN DE MEDIDAS DE MITIGACIÓN PARA REDUCIR LA DEMANDA INSATISFECHA

El indicador que se planteó para estimar el efecto potencial del cambio climático en la oferta hídrica y su repercusión en la demanda es la demanda insatisfecha, que representa el déficit total de agua, en m³/s. Con el fin de disminuir los niveles identificados de demanda insatisfecha se plantearon 3 escenarios de manejo que consisten en disminuir el nivel de pérdidas a lo largo del sistema de distribución, desde los puntos de captación hasta los puntos de demanda. La medida A corresponde a una pérdida en el sistema de distribución del 30% para el punto doméstico, de 45% para el agrícola y de 20% para el industrial. Así mismo, en la medida B se plantean pérdidas en el sistema de 20%, 35% y 10% y en la medida C se establecen pérdidas en el sistema del 10%, 20% y 5% respectivamente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

MODELO DE CIRCULACIÓN GLOBAL (GCM) Y REDUCCIÓN DE ESCALA

Se evaluó el desempeño de la reducción de escala por medio de la métrica RSME para estimar la correlación entre los datos del GCM antes y después del proceso de reducción de escala respecto a las series históricas de las estaciones climatológicas. Como se evidencia en la tabla 1, la correlación entre los datos se acerca más al valor óptimo, que es 0 para un modelo completamente ajustado, después de realizar el proceso de la reducción de escala; comprobando que la técnica del downscaling permite minimizar los niveles de error que se generan aplicando los modelos de circulación global (Cabrera, 2012).

RMSE							
GCM e histórico			GCM después de la reducción de escala e histórico				
Precipitación (cm) Temperatura (°C)		Precipitación (cm)		Temperatura (°C)			
RCP 2.6	RCP 8.5	RCP 2.6	RCP 8.5	RCP 2.6	RCP 8.5	RCP 2.6	RCP 8.5
7.79	7.97	8.36	8.69	1.53	1.52	3.0	2.9

Tabla 1.- Comparación de RSME antes y después de la reducción de escala.

Como resultado del proceso de la reducción de escala se generaron las series de precipitación y temperatura para las condiciones futuras hasta el año 2100, de las cuales se evidencia a partir de la figura 4 que se presentaron diferencias entre los valores promedio de precipitación y temperatura entre las estaciones en comparación con los datos históricos. Así mismo no se muestra una tendencia de aumento o disminución constante puesto que en algunas estaciones el RCP 2.6 presenta magnitudes mayores en comparación al RCP 8.5 y en otras estaciones se presenta un comportamiento contrario.

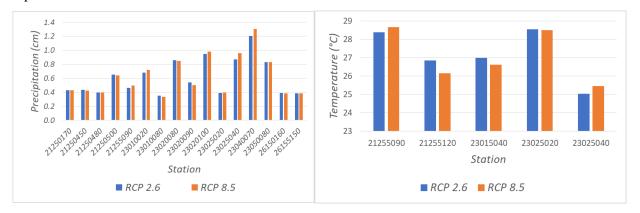


Figura 4.- Comparación de los promedios mensuales de temperatura y precipitación por estación.

CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DEL MODELO HYDRO-BID

Como resultado de la calibración se obtuvieron los valores finales de los parámetros para la subcuenca de salida, siendo estos 1.75 para el número de curva, 0.6 para el contenido de agua en el suelo, 0.02 para el coeficiente de recesión, 0.00005 para el seepage y 1 para los parámetros de Grow season ET factor y Dormant season ET factor. Como consecuencia de aplicar los parámetros obtenidos, se obtuvieron las métricas de desempeño que a nivel mensual que fueron de 4.51 para el volumen general de error, 0.65 para la correlación R, 0.45 para la correlación modificada y 0.42 para la eficiencia de Nash-Sutcliffe. Las métricas de desempeño obtenidas durante el proceso de calibración se encuentran cercanas al rango óptimo, demostrando que los resultados finales de la simulación son confiables y que el modelo representa la realidad de la zona de estudio.

Igualmente, la calibración, describe con mayor precisión las condiciones mensuales de la cuenca a diferencia de las condiciones diarias, Puesto que las primeras se encuentran más cerca de los rangos de desempeño aceptables y satisfactorios. Lo anterior se debe a que la zona de estudio es considerada una cuenca de pulsos, ya que se generan aumentos repentinos en los volúmenes de escorrentía como consecuencia de los procesos de deshielo provenientes del Nevado del Ruiz, que se encuentra en la parte alta de la misma; esto genera que se afecte el proceso de calibración al no poder representar las condiciones máximas a diferencia de las condiciones medias de caudal. Además de esto a nivel diario se presenta una mayor sensibilidad a los datos extremos obtenidos en los registros a diferencia de la escala mensual en donde se calculan promedios de los valores diarios por lo cual los datos extremos tienden a atenuarse, lo que genera que el ajuste de la calibración en la temporalidad mensual sea mejor en comparación a la temporalidad diaria; por lo que los resultados del modelo pueden aplicarse siempre y cuando sea en estudios que se desarrollen para simulaciones de tipo mensual o anual. Finalmente, se obtuvieron las curvas de duración, antes y después del proceso de calibración para cada subcuenca, en donde se evidencia el ajuste obtenido entre los datos simulados y los datos observados, mostradas en la figura 5.

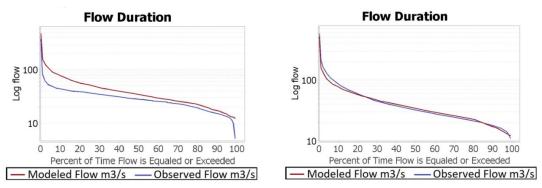


Figura 5.- Curvas de duración calibración.

Las variaciones obtenidas de la modelación arrojan que para los escenarios RCP 2.6 y RCP 8.5, en la totalidad del periodo de simulación, se presenta una posible reducción de los caudales en comparación a los registros históricos. Esta disminución se obtuvo comparando la mediana de los cambios proyectados en el caudal para los dos escenarios analizados, con respecto a las condiciones actuales, para los tres periodos de análisis. En el periodo de 2013 a 2040 se obtuvo que probablemente se presentará una disminución de caudal del 9.56% para el RCP 2.6 y del 2.18% para el RCP 8.5. Por otro lado, para el periodo 2041-2070 la disminución es del 5.8% y del 4.77% respectivamente, finalmente en el periodo del 2071 al 2100 se pronostica un descenso del 6.39% y del 6.86% respectivamente. Finalmente, producto de la simulación realizada, se obtuvo como resultado que la oferta hídrica promedio entre el año 2011 hasta el año 2100 es de aproximadamente 10.09 m³/s para el escenario RCP 2.6 y 10.16 m³/s para el escenario RCP 8.5.

INTEGRACIÓN WEAP E HYDRO-BID

La integración de los resultados arrojados por Hydro-BID con el software WEAP evidenciaron en primera instancia que para el periodo de referencia (1989-2012) no existe demanda insatisfecha, es decir que la cuenca es capaz de suplir el requerimiento hídrico actual, lo cual concuerda con los resultados del análisis realizado por Cortolima, en el POMCA de la cuenca del río Gualí. La demanda media en este periodo es de 3.36 m³/s, siendo el nodo agrícola de Mariquita, ubicado sobre el río Gualí, el de mayor demanda con un promedio de 2.26 m³/s.

Se obtuvo que para los escenarios RCP 2.6 y RCP 8.5, desde el 2012 hasta el año 2100 se presentará una demanda insatisfecha promedio de 0.041 m³/s y 0.038 m³/s respectivamente. Como se observa en la figura 8, el escenario más favorable para la demanda insatisfecha es el RCP 8.5; se encuentra que agosto es el mes más crítico, pues es donde más se presenta demanda insatisfecha, mientras que meses como mayo y noviembre son los de menor demanda insatisfecha. Adicional a esto, se encontró que los puntos de demanda de mayor riesgo son los acueductos de Mariquita y Fresno, puesto que entre los años 2071 a 2100 presentaran demandas insatisfechas promedio de 0.00024 m³/s bajo las condiciones del RCP 2.6 y de 0.00023 m³/s bajo el RCP 8.5 para Fresno y de 0.0410 m³/s en el RCP 2.6 y de 0.0384 m³/s en el RCP 8.5 para Mariquita; por lo que es necesario que las autoridades ambientales de la cuenca pongan estos municipios como prioridad para evitar una posible emergencia por desabastecimiento del recurso hídrico en el futuro.

En cuanto a la modelación de las medidas planteadas para reducir la demanda insatisfecha, teniendo como eje central la reducción de pérdidas en el sistema de distribución, se obtuvo que la medida más favorable es la opción C puesto que en esta es donde más se reduce la demanda insatisfecha. Cabe aclarar que después de aplicar la reducción de pérdidas, se siguen presentando demandas sin suplir promedio de 0.0055 m³/s para el escenario RCP 2.6 y de 0.0037 m³/s para el escenario RCP 8.5, resultados que se evidencian en la tabla 2. De igual forma, se evidencia que siguen siendo los acueductos de Mariquita y Fresno los más afectados y por ende, presentan un riesgo impacto mayor para el desarrollo de las actividades económicas y culturales de la zona. Finalmente, se identifica un comportamiento inversamente proporcional entre el porcentaje de reducción de pérdidas y la cantidad de caudal que no se suple completamente en la cuenca, en donde entre mayor sea la reducción y la mejora en el sistema de distribución desde el punto de captación hasta los lugares de consumo, menor será el porcentaje de demanda insatisfecha.

	1. 1. 1	1 1.0/ 1	. 1 , 1 1
Tabla 2 Demanda insatisfecha	nromedio anlicando	a la modificación en los	norcentales de nerdidas
1 abia 2 Demanda msatisteena	promedio, apricana	o la illoutificación en los	porcentajes de perdidas.

Periodo	Medida de reducción	Demanda insatisfecha promedio (m³/s)
Actual	Ninguna	0
	Ninguna	0.041
RCP 2.6	A	0.027
	В	0.011
	С	0.0055
	Ninguna	0.038
RCP 8.5	A	0.025
	В	0.0097
	С	0.0037

Finalmente se encontró que, teniendo únicamente como medida la reducción de pérdidas en el sistema, se puede llegar a reducir hasta un 87.8% de la demanda insatisfecha en el caso del escenario RCP 2.6 C y hasta un 90,26% en el caso del RCP 8.5 C. Lo anterior se tiene en cuenta bajo el supuesto de que las concesiones otorgadas por la corporación se van a mantener constantes en la cuenca y que no se generaran puntos de captación adicionales. Además, se considera pertinente la

realización de visitas de campo que permitan verificar la información suministradas por Cortolima e identificar posibles puntos de captación no registrados ante la autoridad.

CONCLUSIONES

El proceso de reducción de escala permite representar de forma más acertada las condiciones reales de la zona de estudio, aumentando la correlación entre los datos observados y los datos históricos del GCM, lo que se evidencia en los resultados de la métrica RSME que paso de ser en promedio de 7.79 cm antes de la reducción de escala a 1.52 cm después de la misma en el RCP 2.6, y de 7.97 cm a 1.25 cm en el RCP 8.5 para la variable de precipitación. De la misma forma, para la temperatura esta métrica paso de ser 8.36 °C antes del downscaling a 3°C en el RCP 2.6 y de 8.69°C a 2.94°C en el RCP 8.5.

En general, representar las condiciones climáticas futuras de forma precisa supone un alto nivel de complejidad, especialmente para la variable de precipitación, puesto que al realizar una simulación basada en series construidas a partir de Modelos de Circulación Global, se aumenta la incertidumbre en la proyección de los caudales obtenidos del proceso de modelación, por lo que los resultados deben ser tomados como una guía del posible comportamiento que se pueda generar en la cuenca desde la actualidad hasta el 2100.

El modelo desarrollado en HydroBID se puede implementar siempre y cuando se aplique para condiciones mensuales y anuales y no para condiciones diarias, sin embargo los resultados generados para la temporalidad mensual son aceptables, manteniendo los volúmenes de caudal evidenciados en la curva de duración.

En la cuenca del río Gualí, para el periodo comprendido entre 2011 y 2100 y bajo los escenarios RCP 2.6 y RCP 8.5, se espera que se presente una disminución en el caudal disponible de entre 5.8% y 9.56% para el escenario RCP 2.6 y entre el 2.18% y el 6.86% para el escenario RCP 8.5, en donde el periodo comprendido entre los años 2013 a 2040 será el periodo que presentará la mayor reducción en el caudal.

Para las condiciones del periodo de referencia, de 1989 al 2013, no se presenta demanda insatisfecha para ninguno de los puntos de demanda plateados, resultado que concuerda con los estudios realizados en el POMCA de la cuenca del río Gualí. Sin embargo, para los dos escenarios simulados, el periodo crítico es del 2071 al 2100 puesto que solo en estos años se presenta demanda insatisfecha a lo largo de la cuenca.

Los resultados de la simulación evidencian que solo se presenta demanda insatisfecha en los nodos de demanda correspondientes a los acueductos de Fresno y Mariquita siendo en promedio 0.0413 m³/s y 0.0386 m³/s respectivamente.

El nodo de demanda más crítico es el acueducto de Mariquita, puesto que se presentó una demanda insatisfecha promedio de 0.0410 m³/s para el RCP 2.6 y de 0.0384 m³/s para el RCP 8.5 mientras que en el acueducto de Fresno se obtuvo una demanda insatisfecha promedio de tan solo 0.0003 m³/s para el RCP 2.6 y de 0.00024 m³/s para el RCP 8.5.

Teniendo en cuenta las medidas implementadas para la reducción de pérdidas a lo largo del sistema de distribución se puede llegar a disminuir la demanda insatisfecha en un 87.8% y 90.26% para el RCP 2.6 y el RCP 8.5 respectivamente, sin embargo no es posible llegar a cubrir la demanda de los puntos en su totalidad aplicando solamente esta medida. Adicionalmente, de las estrategias de mitigación establecidas la más efectiva es la C, en la cual los porcentajes de reducción de pérdidas son mayores en todos los puntos de demanda.

De los escenarios de cambio climático trabajados, el RCP 8.5 presentará mayor caudal en comparación al RCP 2.6, por lo cual en este primero se presentará una demanda insatisfecha menor a lo largo del periodo de análisis.

REFERENCIAS

Angarita, **H.** (2014, July). Methodology to include climate variability and climate change scenarios in the WEAP model in the macro basin of the Magdalena River, and simulation results.

Bao, C., & Fang, C. (2007). Water resources constraint force on urbanization in water deficient regions: A case study of the Hexi Corridor, arid area of NW China. *Ecological Economics*, 62(3), 508–517. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.07.013

Cabrera, J. (2012, July 7). Calibration of Hydrological Models. National University of Engineering.

Cortolima. (2014). Ordinance and Basin Management Plan (POMCA) for the Gualí River. Retrieved from http://www.cortolima.gov.co/cuenca-guali

Dawson, C. W., Abrahart, R. J., & See, L. M. (2007). HydroTest: A web-based toolbox of evaluation metrics for the standardised assessment of hydrological forecasts. *Environmental Modelling & Software*, 22(7), 1034–1052. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.06.008

Domínguez, E., Rivera, H., Vanegas, R., & Moreno, P. (2008). Water demand-supply relations and the water scarcity index as a tool for evaluating the Colombian water resource. *Colombian Academic Journal of Exact, Physical and Natural Sciences*, 32(123), 195–212.

Duarte, F. S. (2017). Statistical downscaling technique based on chaos theory: Application and performance in the Bogotá River Basin. Retrieved from https://repositorio.escuelaing.edu.co/handle/001/615

Fekadu, M., Corrales, J., & Serago, J. (2017). Hydro-BID Training, Introduction to Data Filling Methods. RTI International.

Fekadu, M., Fernando, M.-W., & Raúl, M. C. (2014). Hydro-BID: An Integrated System for Simulating the Impacts of Climate Change on Water Resources. Inter-American Development Bank. Retrieved from https://publications.iadb.org

Global Change Centre, Catholic University of Chile, & Stockholm Environment Institute. (2009). Methodological guide: Hydrological and water resources modeling with the WEAP model. Retrieved February 13, 2018, from http://www.weap21.org/

Haith, D. A., Mandel, R., & Shyan Wu, Ray. (1992). Generalized Watershed Loading Functions, Version 2.0 Users' Manual. Retrieved from http://www.mapshed.psu.edu/

Hong, B., & Swaney, D. (2013). *Users' Manual. Generalized Watershed Loading Functions for Excel* (Vol. 2.1.1). **IDEAM**, **UNDP**, **MADS**, **Chancellery**, & **Science** & **Technology Observatory**. (2016). Third National Communication on Climate Change. Public policies and climate change in Colombia: vulnerability vs. adaptation.

Araun, D., Wetterhall, F., Ireson, A., E. Chandler, R., J. Kendon, E., Widmann, M., ... Thiele-Eich, I. (2010). Precipitation downscaling under climate change: Recent developments to bridge the gap between dynamical models and the end user. *Reviews of Geophysics - REV GEOPHYS*, 48. https://doi.org/10.1029/2009RG000314

Mihailović, D. T., Balaž, I., & Kapor, D. (2017). Chapter 20 - Chaos in modelling the global climate system. In Dragutin T. Mihailović, I. Balaž, & D. Kapor (Eds.), *Developments in Environmental Modelling* (Vol. 29, pp. 265–283). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63918-9.00020-X

Ministry of Housing and Territorial Development, P. F. (2010). National Policy for Integrated Water Resources Management. Bogotá D.C: Colombia, Ministry of Environment, Housing and Land Development.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

EVALUACIÓN DE LA HUELLA DE CARBONO Y SECUESTRO DE CARBON - IMPACTO AMBIENTAL DE OBRAS HIDRÁULICAS EN GAVIONES

¹Gerardo Fracassi, ²Javier Herrera

¹Maccaferri do Brasil Ltda., Brasil ¹fracassi@maccaferri.com.br ²Maccaferri de Argentina, Argentina ²jherrera@maccaferri.com.ar

RESUMEN: en América Latina, en el diseño de las obras fluviales habitualmente sólo se consideran los aspectos técnicos y económicos, descuidando el ambiental. En muchos países, especialmente europeos, el impacto ambiental está siendo considerado e inclusive se están desarrollando reglamentaciones en este sentido. Es deseable que también en América Latina este aspecto sea tenido en cuenta.

En este trabajo, se presentan los resultados obtenidos en la evaluación de secuestro de carbono y huella de carbono para algunos proyectos fluviales.

ABSTRACT: in Latin America, the design of fluvial works usually only considers the technical and economic aspects, neglecting the environmental. In many countries, especially in Europe, the environmental impact is being considered, and laws are being developed in this regard. It is desirable that in Latin America this aspect is also taken into account.

In this work, the results obtained in the evaluation of carbon sequestration and carbon footprint for some river projects are presented.

PALABRAS CLAVES: carbono, impacto ambiental

INTRODUCCIÓN

Parte del impacto que tienen las actividades humanas sobre la emisión de gases de efecto invernadero puede ser medido a través de la huella de carbono. Además, toda intervención antrópica sobre un curso de agua puede propiciar la producción o el secuestro de carbono, por lo tanto, resulta de interés evaluar la huella de carbono para diferentes materiales empleados habitualmente en obras fluviales.

Este trabajo presenta resultados obtenidos en la evaluación de secuestro de carbono y huella de carbono (CO₂) para algunos proyectos fluviales de protección de margen contra la erosión. En uno fue cuantificado, para un periodo de 13 años, el secuestro de CO₂ por la vegetación desarrollada en las estructuras de protección construidas con gaviones caja, colchones Reno y Terramesh Verde; en otro proyecto, se comparó la huella de CO₂ para estructuras de protección construidas con diferentes materiales, gaviones caja y colchones Reno, concreto y rip-rap.

CASOS EXAMINADOS

En el primer proyecto (Manes 1993) fueron analizados tres sectores, localizados en los arroyos Fella y Mutino (en Italia). En el A° Fella fueron examinadas dos protecciones de margen ejecutadas con Terramesh Verde y colchón Reno forrado con biomanta (Fig. 1 y 2). En el A° Mutino fue examinado un muro en gaviones caja (Fig. 3). En todas las protecciones se plantaron esquejes de sauce durante su construcción.

En cada sector se realizaron mediciones dendrométricas midiendo el diámetro y la altura de cada planta encontrada sobre y entre la protección de margen, para así calcular su peso seco. Para calcular el valor de CO₂/kg almacenado en el sobresuelo vegetal fue utilizado un factor de multiplicación de 1,54. La tasa anual de secuestro de CO₂ fue obtenida dividiendo el valor antes obtenido por el número de años de vida que tenía la vegetación al momento de realizar la medición.





Figura 1.- Arroyo Fella. Área 1 en 2000 (izquierda) y 2013 (derecha)





Figura 2.- Arroyo Fella. Área 2 en 2000 (izquierda) y 2013 (derecha)





Figura 3.- Arroyo Mutino. Área 3 en 2001 (izquierda) y 2013 (derecha)

En el segundo proyecto (Sauli 2014) fue calculada la huella de carbono para dos estructuras de protección de margen existentes; además, se realizó una comparación de su huella de CO₂ con la huella de estructuras de protección construidas con materiales alternativos. En el primer caso (caso A), se compara un muro existente en gaviones con un muro estructural e hidráulicamente equivalente en concreto/hormigón armado (Fig.4); en el segundo caso (caso B), se compara un revestimiento de margen existente en colchones Reno con un revestimiento hidráulicamente equivalente en rip rap (Fig.5).

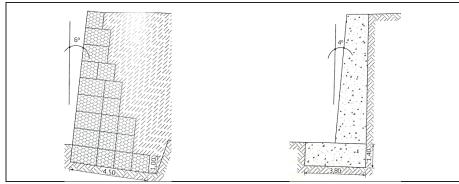


Figura 4.- a) muro en gaviones (izquierda) y de concreto armado (derecha)

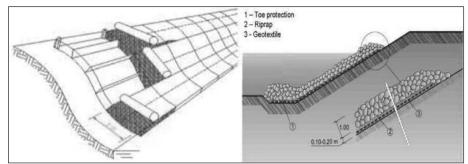


Figura 5.- b) revestimientos en colchones Reno (izquierda.) y en rip rap (derecha)

RESULTADOS

El estudio realizado en los arroyos Fella y Mutino permitió estimar las siguientes tasas de CO₂ almacenado en el sobresuelo vegetal según el tipo de protección de margen: Terramesh Verde, 7,5 ton CO₂/ha/año; colchones Reno, 4,8 ton CO₂/ha/año; y gaviones caja, 7,1 ton CO₂/ha/año. Los valores reportados para el CO₂ almacenado son similares a los encontrados en formaciones naturales de bosques de hayas y robles altos, los cuales varían entre 6,35 y 7,14 ton CO₂/ha año.

Por otra parte, la evaluación de huella de CO₂ relativa a la producción y transporte de materiales y la construcción de las protecciones de margen arrojó los siguientes resultados:

- Caso A, muro de gaviones: 8,5 y 5,0 ton de CO₂, respectivamente para piedras de relleno transportadas desde una cantera localizada a 100 km y piedras transportadas desde una cantera localizada a menos de 100 km;
- Caso A, muro de concreto: 53 ton de CO₂, considerando que la planta de concreto se localiza a 50 km;
- Caso B, colchón Reno: 80 y 30 ton de CO₂, respectivamente para piedras de relleno transportadas desde una cantera localizada a 100 km y piedras tomadas del cauce donde se ejecuta la obra;
- Caso B, rip-rap: 159 ton de CO₂.

Las emisiones de CO₂ también fueron expresadas en función del área superficial de cada estructura, obteniéndose:

- Caso A, muro de gaviones: 58 y 95 kg CO₂/m² respectivamente;
- Caso B, muro de concreto: 665 kg CO₂/m²;
- Caso B, colchón Reno: 5,4 y 15 kg CO₂/m²;
- Caso B, rip rap: $29 \text{ kg CO}_2/\text{m}^2$.

Los resultados anteriores, en lo relativo a la emisión de CO₂, se presentan gráficamente en las figuras 6 y 7.

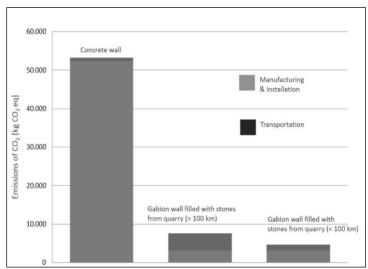


Figura 6.- Comparación entre las emisiones de CO₂ en la construcción de muros

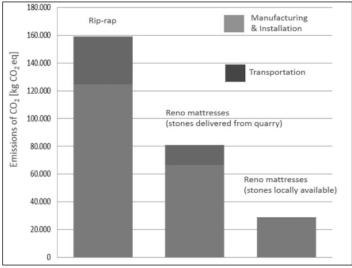


Figura 7.- Comparación entre las emisiones de CO2 en la construcción de revestimientos de márgenes

CONCLUSIONES

Las obras en gaviones caja, colchones Reno y Terramesh Verde, permiten ejecutar protecciones de márgenes fluviales con características comparables a un medio natural, no solamente desde el punto de vista paisajístico, sino también en lo que se refiere a la absorción de CO₂ que se almacena en el sobresuelo vegetal, el cual se puede desarrollar sobre y entre la protección. A diferencia de las soluciones tradicionales que no contribuyen en la absorción del carbono de la atmósfera.

La huella de carbono de las obras en gaviones caja y colchones Reno es varias veces inferior a la de obras con la misma finalidad construidas en concreto o rip rap. La huella de carbono del muro en gaviones, según la distancia considerada para la cantera, es un 9% y 16% de la huella de carbono del muro de concreto; y la huella de carbono de la colchoneta Reno, según la distancia considerada para la cantera, es un 19% y 50% de la huella del rip rap.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AAVV, 2002. "Assorbimento e fissazione di carbonio nelle foreste e nei prodotti legnosi in Italia. *APAT, Rapporti 21/2002*

APMC, 2012. Carbon Footprint dei Gabbioni e Materassi Maccaferri e confronto con soluzioni tradizionali" (Unpublished).

Fracassi, G. (2017). "Proteção de rios com Soluções Maccaferri". Oficina de textos, São Paulo, Brasil. pp. 171-185.

Manes et al., (1993). "Estimate of the CO2 anthropogenic emission compared with the photosynthetic fixation by woody mulated biomass in Italy". *Annali di Botanica vol. LI*, 1993

Sauli, G. and Pellizzari, L. (2014). "Assorbimento del carbonio da parte della vegetazione arboreo-arbustiva presente su strutture in rete metallica". (Unpublished)

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

CUSTO DE IMPLANTAÇÃO E MANUTENÇÃO DE UM TELHADO VERDE PARA HABITAÇÃO POPULAR EM NATAL/RN/BR

Raquel G. de OLIVEIRA, Ada C. SCUDELARI, Dinarte A. da SILVA

Departamento de Engenharia Civil – UFRN, Brasil kelgoliveira@gmail.com, ada@ct.ufrn.br, aeda@ct.ufrn.br

RESUMO

A atual degradação ambiental constatada nos centros urbanos, consequência das mudanças no uso e ocupação do solo, tem castigado, principalmente, a população que detém menor renda. Dentre os problemas ambientais urbanos mais recorrentes citam-se as inundações, deslizamentos de encostas, ilhas de calor, poluição atmosférica e problemas de saúde pública relacionados à falta de saneamento básico. Nesse contexto, o telhado verde, quando aplicado em grande escala, apresenta-se como uma medida mitigadora da maioria dos problemas urbanos elencados. Esse dispositivo retém parte da água da chuva, reduz seu aporte e retarda sua chegada no sistema de drenagem urbana. Além disso, promove a redução do gradiente de temperatura entre a superfície externa e interna da edificação. Contudo, existem custos associados à implantação e manutenção de um telhado verde, que podem vir a determinar a viabilidade ou não da implantação desse dispositivo. Como objetivo desta pesquisa, buscou-se levantar o custo de implantação e manutenção de um telhado verde em uma edificação de padrão popular no município de Natal/RN, cujos fatores mais influentes são as características da edificação e a quantidade de água necessária para irrigação. O estudo revelou um elevado custo de instalação, considerando a renda dos habitantes de edificações de padrão popular, contudo, o custo de manutenção se mostrou acessível ao público alvo.

ABSTRACT

The current environmental degradation observed in urban centers, which is consequence of changes in the land use and occupation, has punished, mainly, the population who has lower incomes. Among the most recurrent urban environmental problems are floods, landslides, heat islands, air pollution and public health problems related to lack of basic sanitation. In this context, green roofs, when applied on a large scale, is a mitigating measure of most of the urban problems listed. This device retains part of the rainwater, reduces its input and delays its arrival in the urban drainage system. In addition to that, it promotes a reduction of the temperature gradient between an external and internal surface of the building. However, there are costs associated with the deployment and maintenance of a green roof, which may determine the feasibility or not of the deployment of this device. The objective of this research was to raise the cost of installing and maintaining a green roof in a popular building in Natal/RN, which main influential factors are the edification characteristics and the amount of water required for irrigation. The study revealed a high cost of installation, considering the income of the inhabitants of buildings' popular standard, however, the maintenance cost was shown accessible to the target audience.

PALAVRAS CHAVE: telhado verde; custo de implantação; custo de manutenção.

INTRODUÇÃO

Nos centros urbanos as áreas antes vegetadas e o solo permeável dão lugar às edificações e ao asfalto. Soma-se a esses aspectos à ocupação desordenada das cidades, resultado da falta de planejamento urbano e da desigualdade social. O reflexo dessa configuração se materializa nas ilhas de calor, poluição atmosférica e acústica, inundações, deslizamentos de terra e ocorrência de doenças relacionadas à falta de saneamento básico.

Segundo Canholi (2014), atualmente, ganham notoriedade na gestão do desenvolvimento urbano técnicas consolidadas como a Urbanização de Baixo Impacto, Low Impact Development (LID), e os Sistemas Urbanos de Drenagem Sustentável, Sustainable Urban Drainage System (SUDS).

O telhado verde é um dispositivo que incorpora os princípios das técnicas LID e SUDS, visto que é uma solução pensada dentro do contexto urbano visando o resgate das condições naturais do ambiente e todos os benefícios a ela atrelados (Tassi *et al*, 2014 e Poleto, 2011). Ainda segundo Canholi (2014), no tocante à drenagem urbana, o telhado verde é enquadrado como uma medida de controle na fonte, uma vez que retém boa parte da água precipitada sobre a cobertura, reduzindo assim o aporte de água pluvial destinado ao sistema de drenagem urbana e, retardando a chegada da água ao referido sistema. Assim como ocorre para as demais medidas de controle na fonte, uma contribuição significativa do telhado verde no retardo dos picos de vazão está condicionada à aplicação desse dispositivo em escala.

A viabilização da implantação da cobertura verde em massa requer estudo de configurações do sistema que maximizem a relação beneficio/custo, tanto no tocante à implantação, quanto no que diz respeito à manutenção.

No Brasil ainda existem poucos estudos voltados para a análise do custo de implantação do telhado verde. A carência é ainda maior quando se tratam de análises do custo de manutenção desse sistema. Conforme afirma Luckett (2009), a depender das condições climáticas e da complexidade do sistema de telhado verde implantado, alguns telhados exigem uma manutenção mais frequente que outros, contudo, não existe telhado verde que prescinda de manutenção.

A cidade de Natal, tem sofrido bastante com problemas causados pelas inundações e deslizamentos de terra, os quais são consequência das alterações descontroladas do uso e ocupação do solo e ausência de um sistema adequado de drenagem urbana e manejo das águas pluviais (Figuras 1 e 2). As inundações ocorrem após os Eventos Extremos de Precipitação (EEP). De acordo com Oliveira et al (2016 *apud* Amorim, 2018) os EPP são aqueles com precipitação acima do percentil 95.



Figura 2.- Exemplo de inundação em Natal/RN



Figura 1.- Exemplo de movimento de massa ocorrido em Natal/RN

Segundo o Plano Diretor de Drenagem e Manejo das Águas Pluviais (PDDMA) de Natal (SEMOPI, 2009), foram cadastrados em todo o município 108 pontos críticos de drenagem, sendo 32 na Zona Norte, 20 na Zona Leste, 13 na Zona Oeste e 43 na Zona Sul. Os pontos críticos supracitados foram identificados a partir de informações colhidas pela equipe técnica da Secretaria Municipal de Obras Públicas e Infraestrutura (SEMOV), em reuniões com a comunidade nos bairros, sendo as informações ratificadas pela equipe técnica de levantamento e cadastro do sistema de drenagem existente.

Dentro deste contexto, o objetivo geral deste trabalho é determinar o custo de implantação e manutenção de um telhado verde em uma edificação de padrão popular, já construída, no município de Natal, Rio Grande do Norte, Brasil.

METODOLOGIA

O presente trabalho se presta ao levantamento do custo de implantação e manutenção de um telhado verde, com área de 76,72 m² e inclinação de 12%, em residência destinada à habitação popular padrão, localizada no município de Natal, Rio Grande do Norte, Brasil.

Uma vez definido o padrão e modelo da edificação, foi determinado o tipo de telhado verde a ser implantado e definida a configuração desse. A partir deste cenário foram estudadas as adaptações necessárias para o funcionamento e manutenção adequada do telhado verde. Foram concebidos os sistemas de drenagem do percolado e sistema de irrigação, bem como verificada a capacidade portante da estrutura candidata a sustentar o telhado verde.

Uma vez que a concepção do sistema de irrigação requer o conhecimento da quantidade de água a ser fornecida à cultura, foi aplicado o método do balanço hídrico, o qual demanda o conhecimento das lâminas disponíveis e requeridas ao longo dos meses do ano.

A quantidade de água requerida pela cultura foi conhecida através da aplicação de método determinístico, utilizado para a obtenção do uso consuntivo da grama e lâmina de irrigação líquida (Daker, 1984).

Para a determinação das lâminas disponíveis foi realizado um estudo pluviométrico da cidade de Natal/RN/BR, com base a série histórica do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), sendo feita análise estatística, através da aplicação do método dos quantis Wilks (2006 *Apud* Amorim, 2018), para a determinação dos valores de chuva representativos.

Alguns preços foram obtidos por meio de cotações feitas no mercado local e outros foram extraídos do SINAPI – setembro/2017 (Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil).

APLICAÇÃO

ESCOLHA DA EDIFICAÇÃO

Nas residências térreas unifamiliares de padrão popular, em Natal/RN e Região Metropolitana, observam-se duas configurações de cobertura: com telha cerâmica sobre madeiramento ou laje inclinada de concreto armado sob telhas cerâmicas (Figura 3). Considerando que a segunda configuração primária de telhado exige menos adaptações para a implantação da cobertura verde, cenário que resulta em menor custo de implantação da cobertura vegetada, aquela foi escolhida para estudo.



Figura 3.- Exemplo de residência unifamiliar de padrão popular adotada para estudo

Partindo da configuração de laje de concreto com telhas cerâmicas, as adaptações necessárias são a retirada das telhas, regularização da laje e impermeabilização dessa. As lajes de cobertura de concreto, em geral, apresentam pequenas inclinações e dispensam a correção da declividade. Manteve-se a inclinação original da laje (12% para a queda de água esquerda e 12,5% para a queda de água direita). Na periferia da laje (parte mais baixa das quedas de água), serão fixadas chapas de madeira, de pequena altura, para conter o sistema substrato/grama (Figura 4).

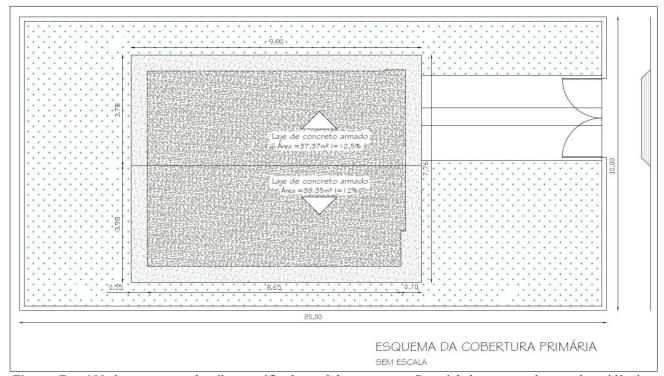


Figura ¡Error! No hay texto con el estilo especificado en el documento.. – Croqui da locação e cobertura da residência unifamiliar adotada como modelo

CONFIGURAÇÃO DO TELHADO VERDE

A busca por uma configuração de telhado verde compatível com o padrão de edificação popular implicou na escolha de um telhado verde do tipo extensivo. Essa modalidade de cobertura verde abriga gramíneas e vegetais de pequeno porte como espécies suculentas, que são menos exigentes quanto à manutenção e requerem pequena espessura de substrato para se desenvolverem (6 a 20 cm), com peso variando entre 60 kg/m² e 150 kg/m². Geralmente são utilizados para retardar o escoamento na cobertura e atenuar os efeitos dos picos de vazão das águas pluviais na rede pública de drenagem (IGRA, 2014).

A impermeabilização da laje se dará através da aplicação de geomembrana de PEAD, de espessura 0,5 mm, após a execução de uma camada de regularização (cimento e areia) com 2 cm de espessura. A escolha por essa solução de impermeabilização se justifica pela leveza, bem como pelas boas características de resistência mecânica, flexibilidade e reduzida permeabilidade fornecidas pela geomembrana.

Na parte mais baixa da queda de água será posta uma camada de 4 cm de material drenante (argila expandida). Sobre a camada drenante e geomembrana haverá uma camada filtrante, composta por uma manta geotêxtil não tecida, acima da qual será lançado o substrato, composto por um solo arenoso-argiloso com baixo teor de matéria orgânica. Finalmente, sobre esse serão dispostos os tapetes da espécie vegetal Zoysia japônica, conhecida no mercado como grama esmeralda. A Figura 5 ilustra os componentes do telhado verde extensivo adotado no presente estudo.

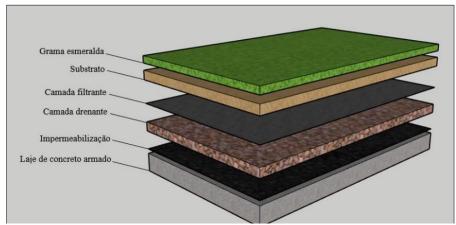


Figura 5. – Esquema da configuração de telhado verde extensivo adotada

A escolha da espécie de grama *Zoysia japônica* se deu em função de quatro critérios: características naturais da vegetação, aspecto estético, disponibilidade no mercado local e estudos científicos com aplicação dessa cultura em telhados verdes. A referida espécie apresenta boa resistência a condições adversas, como longa exposição à insolação e ação mecânica de pisoteio sendo, portanto, indicada para jardins, gramados e superfícies expostas a pleno sol. Considerando a vertente estética, a grama esmeralda apresenta cor verde-esmeralda, conferindo grande beleza ao telhado verde. Essa espécie de grama é facilmente encontrada no mercado local, na forma de tapete e rolo, sendo a espécie mais comercializada no Brasil (AGRABRAS, 2018).

Louzada (2016) justifica a utilização dessa espécie de grama pela facilidade de obtenção no mercado local, baixo custo e facilidade de cultivo. Pelas razões supracitadas, a espécie *Zoysia japônica* tem sido utilizada em outros estudos científicos sobre telhado verde, realizados na Universidade Federal do Rio Grande do Norte, a exemplo de Araújo (2018) e Nogueira (2018).

A concepção do sistema de drenagem do percolado na cobertura vegetada foi realizada em conformidade com a ABNT NBR 10844/1989 – Instalações prediais de águas pluviais.

ESCOLHA DA CHUVA

Para a análise da lâmina de água disponível utilizou-se o precipitado mensal, visto que o estudo objetiva a determinação de uma lâmina média diária a ser aplicada para a hidratação da grama, sendo a análise pautada na aplicação do balanço hídrico entre a quantidade de água requerida pela cultura no horizonte mensal e a quantidade de água disponível através dos eventos de precipitação nesse intervalo temporal.

Os dados de precipitação mensal na estação meteorológica de Natal (INMET) cobriram o período de 1986 a 2016. As lâminas precipitadas mensalmente variam, significativamente, de ano para ano. Considerando este cenário e a necessidade de estabelecer uma lâmina precipitada representativa para cada mês do ano, optou-se por adotar a técnica dos quantis.

Segundo Xavier *et al* (1999 *apud* Nogueira, 2018), a vantagem desta técnica em relação ao tradicional uso da normalização pela média e desvio padrão é que esse último depende da hipótese da normalidade da distribuição das chuvas, não necessariamente satisfeita. Por conseguinte, os quantis não são afetados por uma eventual assimetria na função densidade de probabilidade que descreve o fenômeno aleatório.

O percentil utilizado para a determinação da lâmina precipitada mensal foi o percentil 50, que corresponde à mediana do conjunto de dados.

OUANTIDADE DE ÁGUA NECESSÁRIA PARA MANUTENÇÃO DO TELHADO VERDE

O clima influi diretamente na evaporação do solo, bem como na evapotranspiração sendo, portanto, o elemento capital na determinação da quantidade de água necessária ao desenvolvimento de uma cultura vegetal. Segundo Daker (1984), as outras fontes de perda de água (percolação e escoamento superficial) podem ser evitadas ou atenuadas, restando o clima e, em segundo plano, a espécie vegetal, como elementos básicos da rega. Outros elementos (tipo de solo, sistema de irrigação e habilidade do responsável pelo cultivo) influindo na percolação, no escoamento superficial e, parcialmente, na evaporação, fornecerão os valores da eficiência da rega, sendo essa a relação entre o volume de água utilizado pelo vegetal (evapotranspiração) e o volume dispendido na irrigação.

Conforme aponta Daker (1984), a análise de dados climatológicos através de fórmulas empíricas tem fornecido resultados razoáveis na determinação da capacidade de evapotranspiração, ou evaporação potencial, de uma determinada localidade. Dentre as fórmulas empíricas desenvolvidas em diversos países e utilizadas para a determinação da evapotranspiração, a de Blaney-Criddle (1962) tem apresentado maior aceitação, por técnicos americanos e de outros países, como o Brasil, por exemplo. Baseados em estudos de culturas irrigadas no Oeste dos Estados Unidos, Blaney e Criddle estabeleceram a seguinte relação climatológica:

$$u = K.f$$
 ou $u = k.f$ e $f = T.I/_{100}$ [1]

Na fórmula acima, u (evapotranspiração) é dada em polegadas de altura e T (temperatura) é fornecida em graus Fahrenheit. Para a obtenção da evapotranspiração em milímetros e temperatura em graus Celsius o valor de f torna-se:

$$f = (8,12 + 0,457.T).I$$
 [2]

Sendo:

u: Capacidade de evapotranspiração mensal;

K: Coeficiente de evapotranspiração;

k: Coeficiente mensal de evapotranspiração;

f: Fator de evapotranspiração mensal;

T: Temperatura local média mensal em °C;

I: Percentagem mensal de horas de luz solar anual:

Conhecida a evapotranspiração do período, determina-se a quantidade de água necessária à cultura no respectivo período, contudo, o aporte de água deve ser superior à quantidade necessária, dependendo da eficiência da rega. Essa deve ser adotada considerando o método de irrigação, a natureza do solo e a habilidade do agricultor, seu valor variando, em média, de 40 a 90% (Daker, 1984).

A definição do regime de irrigação é condicionada, não só pelas variáveis climáticas, mas também pelas características do substrato e da cultura. A quantidade de água a ser fornecida à uma determinada cultura, para que sejam garantidas as condições necessárias ao seu desenvolvimento, é dada pela lâmina de irrigação líquida, a qual é obtida através da seguinte expressão:

$$Li = \frac{(C_c - P_{mp})}{100} . P. Da. f$$
 [3]

Sendo:

f: fator de disponibilidade.

Li: Lâmina de irrigação líquida; Cc: Capacidade de campo %:

Pmp: Ponto de murcha permanente %;

P: profundidade do sistema radicular em mm;

Da: Densidade aparente do solo (g/cm³);

O volume de água a ser lançado sobre a cultura, denominado de lâmina de irrigação bruta, deve ser superior a lâmina de irrigação líquida, visto que ocorrem perdas por evaporação e por arraste (ação do vento). A lâmina de irrigação bruta é dada por:

$$L_b = \frac{Li}{E} \quad [4]$$

Sendo:

L_b: lâmina de irrigação bruta; L_i: lâmina de irrigação líquida;

E: eficiência da rega.

A partir da aplicação da equação 2, desenvolvida por Blaney-Criddle (1962) foi obtida a evapotranspiração. Adotou-se 27 °C como temperatura média mensal de Natal (INMET, 2017) e o percentual mensal de horas de luz solar, considerando a latitude de natal 5° 47' 42" para os meses de janeiro a dezembro.

Aplicando os valores de T e I na equação 2 obtém-se os valores de f para cada mês, adotando K= 0,75 tem-se o valor da evapotranspiração mensal, dado pela equação 1, e o valor da evapotranspiração média diária, que corresponde à razão entre a evapotranspiração mensal e o número de dias de um mês, conforme ilustra a Tabela .

Tabela 1.- Resumo do cálculo do uso consuntivo mensal para o telhado verde

Mês	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
I (%)	8,63	7,77	8,52	8,16	8,34	8,02	8,32	8,39	8,18	8,57	8,39	8,7
T (°C)	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27	27
f	176,56	158,97	174,31	166,95	170,63	164,08	170,22	171,65	167,35	175,33	171,65	177,99
K	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75	0,75
u (mm/mês)	132,42	119,22	130,73	125,21	127,97	123,06	127,66	128,74	125,52	131,50	128,74	133,49
u _{dia} (mm/dia)	4,41	3,97	4,36	4,17	4,27	4,10	4,26	4,29	4,18	4,38	4,29	4,45

Uma vez conhecida a quantidade de água requerida mensalmente, em função do clima, determina-se a quantidade de água requerida em função do solo e da espécie vegetal, a qual é dada pela lâmina de irrigação líquida (equação 3).

Em virtude da dificuldade de instrumentação do solo para obtenção da capacidade de campo e ponto de murcha permanente, foram estimados os seguintes valores médios, considerando a utilização de um solo areno-argiloso para a composição do substrato (Cc = 20% e Pmp = 10%). O sistema solo vegetação terá altura de 10 cm. Considerando a altura aproximada da grama de 3 cm, a espessura da camada de solo será de 7 cm, portanto, essa será a profundidade do sistema radicular. Considerou-se o uso de um solo areno-argiloso, com baixo teor de matéria orgânica e densidade aparente em torno de 1,25 g/cm³. Adotou-se fator de disponibilidade de 50%.

Determinadas as variáveis e aplicando a equação 3, obtem-se uma lâmina de irrigação líquida de 4,38 mm/dia.

Admitindo-se o turno de rega diário e considerando a existência de meses com 29, 30 e 31 dias, obtem-se a precipitação mensal necessária para a manutenção da vegetação, a qual é dada pela equação 5:

$$Li_{m\hat{e}s} = Li.n$$
 [5]

Sendo:

Li: lâmina de irrigação líquida diária (mm);

n: quantidade de dias do mês;

A Tabela ilustra o resultado do balanço hídrico, considerando a variação no número de dias nos meses do ano.

Tabela 2. – Balanço hídrico da cobertura verde em Natal/RN

Mês	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Precipitação (mm)	43,20	77,70	186,30	233,40	194,40	311,70	191,80	104,40	43,90	18,40	19,00	19,40
Li mês (mm)	135,78	127,02	135,78	131,40	135,78	131,40	135,78	135,78	131,40	135,78	131,40	135,78
Saldo (mm)	-92,80	-50,30	50,30	101,40	58,40	179,70	55,80	-31,60	-88,10	-117,60	-113,00	-116,60
Lâmina de irrigação (mm)	93	51	-	ı	-	-	-	32	89	118	113	117
Nº de dias com irrigação	22	12	-	-	-	-	-	8	21	27	26	27

Considerando a lâmina diária calculada e adotando uma eficiência de rega de 85%, obtém-se através da aplicação da equação 4, uma lâmina de irrigação bruta de 5,15 mm/dia. Conhecida a lâmina de irrigação bruta, obtém-se a vazão através da equação 6:

$$Q = Lb$$
. Área da cobertura [6]

$$Q = 5.15 \frac{L}{m^2} .76,72 \text{ m}^2 = 395,33 \frac{L}{dia} \text{ ou } 0,017 \frac{m^3}{h}$$

ESCOLHA DO MÉTODO E SISTEMA DE IRRIGAÇÃO

Dentre os métodos de irrigação existentes aplicam-se à irrigação de gramados e jardins a irrigação por aspersão e a irrigação localizada. O primeiro caracteriza-se pela condução de água por tubulações sobre pressão, liberada pelos emissores em forma de jato, fragmentados em gotas, precipitando como chuva sobre a superfície do solo e da cultura. Já o segundo compreende duas variantes: microaspersão e gotejamento. O gotejamento se caracteriza pela aplicação da água diretamente sobre a zona radicular da vegetação, em alta frequência e pequena quantidade, na microaspersão, a água é lançada por microaspersores, que podem apresentar defletores setoriais (90°, 180° e 360°), distribuindo a água em diversos padrões (Barreto et al, 2004). A tabela 3 apresenta as principais vantagens e desvantagens dos métodos de irrigação passíveis de aplicação para a irrigação de grama.

Tabela 3.- Vantagens e desvantagens dos métodos de irrigação por aspersão e micro irrigação

Método de irrigação	Vantagens	Desvantagens			
	Possibilita um bom controle da lâmina de água aplicada.	Sofre elevada influência das condições atmosféricas.			
Aspersão	Boa uniformidade de distribuição.	Pode apresentar elevadas perdas de água por evaporação.			
	Adapta-se bem a terrenos com declividades acentuadas e superfícies menos uniformes.	Acarreta escoamento superficial e pode causar erosão do solo.			
	Potencial de economia de água, aplicação na zona radicular ou área sombreada.	Maior susceptibilidade à entupimento dos emissores.			
Micro irrigação	Controle rigoroso da quantidade de água fornecida as plantas.	Baixa uniformidade de distribuição por operarem com baixas pressões.			
	Não interfere nas outras práticas culturais.	Elevada variação da pressão e vazão, mesmo em terrenos com pequena declividade.			

Considerando o regime de ventos de Natal, o padrão da edificação e os equipamentos disponíveis no mercado local, adotou-se para o telhado verde o método de irrigação localizada por

microaspersão. Tal sistema apresenta baixa complexidade, uso racional da água, bem como baixo custo de instalação e manutenção.

A escolha do método de irrigação localizada em detrimento do método de aspersão se justifica pelo fato daquela apresentar elevado potencial de economia de água, gerar escoamento superficial incipiente e sofrer menor influência das condições atmosféricas, além do custo de instalação e manutenção ser compatível com o padrão da edificação.

Em que pese a existência de perdas decorrentes da ação do vento sobre a água pulverizada através dos microaspersores, escolheu-se o método de irrigação por microaspersão em detrimento do método por gotejamento, visto que esse disponibiliza água numa pequena área, sendo eficaz para irrigação de culturas dispostas em linhas de plantio, ao passo que aquele pulveriza a água no ar e tem um maior raio de alcance, garantindo o aporte de água à toda superfície do telhado vegetado.

O sistema de irrigação será composto de conjunto moto-bomba centrífuga de 3/4 CV (altura manométrica de 21 m.c.a e vazão de 5 m³/h), tubos de PVC para irrigação soldável, conexões de PVC para irrigação soldável e roscável, adaptadores de PVC para irrigação e microaspersores setoriais com ângulo de 90°, 180° e 360°. O uso desses dispositivos garante a otimização do sistema de irrigação, pois reduz o lançamento de água fora da área do telhado. A água será fornecida ao sistema através de uma torneira de jardim, locada próxima à linha de recalque. (Figura 6).

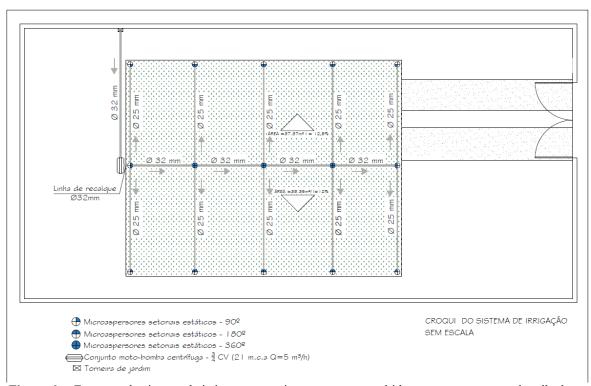


Figura 6. – Esquema do sistema de irrigação por microaspersão concebido para a manutenção do telhado verde

CUSTOS INERENTES AO USO DO TELHADO VERDE

O custo de implantação de um telhado verde do tipo *retrofit*, situação em que a estrutura de telhado convencional é adaptada para receber a cobertura vegetada, é composto pelos serviços e insumos utilizados para a adaptação da cobertura convencional, instalação dos componentes do telhado verde em si, e instalação do sistema de irrigação.

O custo com as instalações prediais inerente à implantação do telhado verde, corresponde apenas à instalação do sistema de drenagem de percolado, visto que o sistema de coleta das águas superficiais já existia na edificação.

A partir destas determinações foi calculado o custo de implantação do telhado verde em Natal/RN/BR, que resultou no valor de US\$ 1892,21 (tabela 4), correspondendo a 24,66 US\$/m² de cobertura.

O custo anual de manutenção do telhado verde extensivo em Natal/RN/BR foi de US\$ 86,87 ou US\$ 7,24/mês.

Tabela 4.- Composição do custo de implantação do telhado verde

Serviço	Unid.	Custo Unit. (US\$)	Quant.	Custo total (US\$)
Remoção das telhas e limpeza do telhado	m³	17,82	2,30	40,98
Regularização da laje - 2 cm (cimento e areia 1:4, fabricação manual)	m³	6,98	1,54	10,75
Fixação da proteção contra escorregamento (testeira de madeira)	m	4,53	19,80	89,77
Sistema de drenagem do percolado	-	215,78	-	215,78
Geomembrana de PEAD (0,5mm)	m²	2,12	90,00	190,43
Argila expandida - camada drenante	Sc. 50 L	15,11	4,00	60,45
Instalação da manta Bidim RT-14	m²	1,94	90,00	174,65
Areia média - substrato	m³	29,62	2,69	79,54
Areia barrada - substrato	m³	36,27	2,69	97,40
Adubo (NPK 10:10:10)	kg	1,51	1,23	1,86
Tapete de grama esmeralda	m²	1,96	78,00	153,25
Mão de obra - paisagismo	m²	6,05	78,00	471,54
Sistema de irrigação	-	305,80	-	305,80
Total (US\$)				1892,21

CONCLUSÕES

Observa-se que o custo de implantação do telhado verde em uma edificação de padrão popular já construída é significativo, uma vez que representa aproximadamente 8,5% do custo de construção, enquanto o custo de manutenção obtido é acessível.

Tal cenário corrobora a importância da existência de políticas de incentivo financeiro, o qual pode ser fornecido através da oferta de subsídio ou descontos em impostos municipais, para que os residentes de edificações de padrão popular possam optar pela instalação desse dispositivo em suas coberturas.

REFERENCIAS

AGRABRAS. Associação de gramicultores do Brasil (2018). Grama esmeralda. Disponível em: < http://agrabras.com.br/>. Acesso em 31 de maio de 2018.

Amorim, A.C.B. (2018). Variabilidade intrasazonal e interanual de extremos na precipitação na cidade de Natal-RN. Revista Ambiente & Água. 11 p. Disponível no Trelo.

Araújo, E.E.B. (2018). Avaliação da capacidade de retenção de água da chuva em telhados verdes com aplicação de geossintéticos. Programa de pós-graduação em engenharia civil. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

Barreto, A.N.; Silva, A.A.G.; Bolfe, E.L. (2004). Irrigação e drenagem na empresa agrícola: impacto ambiental versus sustentabilidade. Aracaju, SE.

Canholi, A.P. (2014). Drenagem urbana e controle de enchentes. 2 ed. São Paulo. Oficina dos Textos.

Daker, A. (1984), Irrigação e drenagem: a água na agricultura. 6 ed. Rio de Janeiro. Freitas Bastos. **INTERNATIONAL GREEN ROOF ASSOCIATION** (2014). Tipos de telhado verde. Disponível em: http://www.igra-world.com/benefits/index.php>. Acesso em: 7 de junho de 2017.

INMET (2017). BDMEP - Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa. Chuvas em Natal/RN 1986-2016. Disponível em <www.inmet.gov.br/projetos/rede/pesquisa/>. Acesso em 20 de outubro de 2017.

Louzada, T.S. (2016). Emprego de geossintéticos na construção de telhados verdes: análise da capacidade de retenção de água. Programa de pós-graduação em engenharia civil. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

Luckett, K. (2009). Green roof construction and maintenance. Mc Graw Hill.

Nogueira, J.D.L. (2018). Avaliação do uso de telhados verdes em Natal/RN. Programa de pósgraduação em engenharia sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Dissertação de mestrado. Natal.

Oliveira, P.T.; Santos e Silva, C.M.; Lima, K.C. (2016). Climatology and trend analysis of extreme precipitation in subregions of Northeast Brazil. Theoretical and Applied Climatology, v. n, p. 1-14. DOI: 10.1007/s00704-016-1865-z.

Poleto, C. (2011). SUDS (Sustainable Urban Drainage Systems): uma Contextualização Histórica. Revista Thema. 12 p.

PREFEITURA MUNICIPAL DO NATAL (2009). Plano diretor de drenagem e manejo de águas pluviais da cidade do natal: manual de drenagem. Natal/RN. Disponível em http://lrengenhariaeconsultoria.com.br/planodiretor/03Proposicoes/3.3.%20Manual%20de%20Drenagem/MANUAL%20DE%20DRENAGEM%20-%20VERS%C3%83O%20FINAL-

%20OUTUBRO%202009.pdf> Acesso em 27 de outubro de 2017.

Tassi, R. et al (2014). Telhado verde: uma alternativa sustentável para a gestão das águas pluviais. Revista Ambiente construído, v. 14, n. 1. Porto Alegre.

Xavier, T.M.B.S.; Xavier, A.F.S. (1999). "Caracterização de períodos secos ou excessivamente chuvosos no estado do Ceará através da técnica dos quantis: 1964-1998". Revista Brasileira de Meteorologia, v. 14, n. 2, p. 63-78.

Wilks, D.S. (2006). Statistical methods in the atmospheric sciences. Academic Press, London, 648 p.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

ESTUDO SOBRE A REGULAMENTAÇÃO DE TELHADOS VERDES EM NATAL-RN-BR

Teresa E. B. Luz, Ada C. Scudelari

Departamento de Engenharia Civil – UFRN; Brasil; elanebluz30@gmail.com; ada@ct.ufrn.br

RESUMO:

A cidade de Natal possui vários problemas urbanos, dentre eles, destaca-se o surgimento de alagamentos em vários pontos da cidade, os quais atrapalham o tráfego de pedestres e veículos. Com o intuito de solucionar esse problema optou-se pela análise da implantação de telhados verdes nas edificações, visto que, além de ser uma tecnologia sustentável, possui como uma de suas principais características a capacidade de retenção de águas pluviais. Vários países, como Alemanha e França, vêm investindo na criação de legislações para incentivar o uso da cobertura vegetal, no entanto, no Brasil seu uso ainda não é muito difundido. O presente trabalho possui como objetivo elaborar uma proposta de regulamentação para o uso e implantação de telhados verdes em Natal, tendo como base as leis nacionais e internacionais criadas como forma de instigar o uso das coberturas vegetais, bem como o Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais da Cidade do Natal.

ABSTRACT:

The city of Natal has several urban problems, among them, the emergence of floods in various parts of the city, which hinder pedestrian traffic and vehicles. To solve this problem was decided to study the implantation of green roofs in buildings, since, in addition to being a sustainable technology, it has as one of its main characteristics the capacity of retention of rainwater. Several countries, such as Germany and France, have been investing in the creation of legislation to encourage the use of plant cover, however, in Brazil, its use is not yet widespread. The present work aims to elaborate a proposal of regulation for the use and implantation of green roofs in Natal, based on national and international laws created as a way to instigate the use of vegetation cover, as well as the Drainage and Management Master Plan of Storm Waters of the City of Natal.

PALABRAS CLAVES: Telhados verdes, alagamentos, manejo de águas pluviais, legislação ambiental, Natal, drenagem urbana.

INTRODUÇÃO

As cidades enfrentam diversos problemas, tais como poluição, ilhas de calor, inversão térmica, enchentes e alagamentos. Aliados a esses problemas, a sociedade atual também está enfrentando diversos problemas ambientais, como o efeito estufa e a escassez dos recursos naturais. Em virtude disso, vem-se investindo cada vez mais em tecnologias sustentáveis, com a finalidade de preservar os recursos naturais e mitigar os impactos ambientais.

Segundo Roaf et al (2014) o mundo precisa modificar seu conceito de construir. É necessário o desenvolvimento de um novo tipo de projetista, capaz de integrar arquitetura, engenharia e sustentabilidade em um único projeto, com o intuito de criar edificações sustentáveis utilizando materiais renováveis, minimizando desta forma os impactos ambientais das edificações.

Nesse contexto, o sistema de telhados verdes surge como uma tecnologia sustentável capaz de auxiliar a resolver problemas existentes nas cidades, uma vez que absorve o dióxido de carbono (CO₂), retém parte das águas pluviais, é um isolante térmico e acústico e proporciona um aumento na biodiversidade local (RIOS, 2016).

Devido à preocupação crescente com o meio ambiente, vários países já desenvolveram leis referentes ao uso do sistema de telhados verdes. Essas leis vão desde incentivos fiscais fornecidos para as pessoas que utilizam telhados verdes até a obrigação da utilização deste em edificações (RIOS, 2016).

Dentre os países que possuem legislações relativas ao uso de telhados verdes, destacam-se Alemanha, Canadá, Estados Unidos, França, Itália e Japão. No Brasil, algumas cidades também já criaram legislações semelhantes. Um exemplo disso é a cidade de Recife, que em 2015 aprovou uma lei que obriga o uso de telhados verdes em prédios com mais de 400 m² de área construída, Lei 18.112/2015 (RIOS, 2016).

A cidade de Natal, localizada no nordeste brasileiro vem enfrentando de maneira crescente sérios problemas de inundações, que se concentram no período de março a julho, quando ocorre a estação chuvosa na região (figura 1).



Figura 1.- Alagamento no Viaduto do Quarto Centenário (Fonte: G1 –PORTAL DE NOTÍCIAS DA GLOBO http://g1.globo.com/rn/rio-grande-do-norte/noticia/2013/07/chuva-causa-mais-de-100-pontos-de-alagamento-em-natal-diz-defesa-civil.html. Acesso em: 29 maio 2017)

O uso do sistema de telhados verdes nas edificações em Natal pode ser uma forma de evitar que esses alagamentos ocorram, uma vez que uma de suas principais características é a capacidade de retenção de águas pluviais, o que alivia o sistema de drenagem urbano. Porém não existem incentivos ou regulamentações acerca do uso dos telhados verdes na região.

Sendo assim, o objetivo deste trabalho é apresentar uma proposta de regulamentação para o uso e implantação do sistema de telhados verdes na cidade do Natal, com base nas regulamentações já existentes em nível nacional e internacional, observando as especificidades da região.

TELHADOS VERDES

Atualmente, nota-se que a população está cada vez mais preocupada com a conservação do meio ambiente. Isto se deve ao fato do agravamento dos efeitos do aquecimento global bem como a crescente escassez de recursos naturais. Em virtude disto, os investimentos em tecnologias sustentáveis vêm aumentando com o passar dos anos.

Segundo Salgado et al (2012) apenas recentemente o Brasil deu seus primeiros passos rumo ao uso de tecnologias sustentáveis na construção civil. Também afirma que é necessário que os profissionais e as empresas se organizem de forma diferente, considerando fazer os projetos de forma integrada, para elaborarem projetos e construções de edificações sustentáveis.

Segundo Corrêa (2009), para um empreendimento ser considerado sustentável tem que se adequar a quatro requisitos básicos:

- Adequação ambiental;
- Viabilidade econômica;
- Justiça social; e
- Aceitação cultural.

Os telhados verdes são considerados uma tecnologia sustentável e, de forma geral, possuem a seguinte composição:

- Camada impermeabilizante;
- Proteção contra raízes;
- Proteção mecânica;
- Camada drenante;
- Camada filtrante;
- Substrato; e
- Vegetação.

Conforme apresentado em Baldessar (2012), a camada impermeabilizante tem como função impedir a passagem de água da cobertura para a estrutura da edificação, evitando infiltrações, as quais podem levar a redução da vida útil da edificação, além de gerar transtornos aos habitantes. Já camada drenante possui como finalidade recolher o excesso de água que não foi absorvida pelas plantas nem pelo substrato, e encaminha-la para o sistema de águas pluviais, além disso, nos períodos de estiagem atuam retendo parte da água da chuva necessária para a sobrevivência das plantas (TASSI et al., 2014).

A camada filtrante tem como finalidade separar o substrato da camada drenante, impedindo que as partículas finas cheguem aos drenos e possam obstrui-lo. Para que possa atuar de forma eficaz, o material empregado na sua composição deve apresentar elevada permeabilidade à água, uma boa resistência à ação mecânica das raízes e neutralidade química e biológica evitando reações com o substrato (SANTOS, 2012).

A finalidade da camada de proteção contra raízes é prevenir a perfuração da estrutura, sob a qual foi implantada o telhado verde, pelas raízes das plantas, aumentando desta forma a vida útil da estrutura da cobertura bem como diminuindo as chances de haver infiltrações (SANTOS, 2012).

Segundo Pereira (2017), a proteção mecânica tem como finalidade proteger a camada impermeabilizante contra a exposição à radiação ultravioleta e as altas temperatura que podem levar a uma quebra da composição química da membrana, além disso, também fornece proteção contra eventuais danos mecânicos.

O substrato é a camada responsável por fornecer os nutrientes, bem como, pela retenção de água, os quais são necessários para sobrevivência das plantas (PEREIRA, 2017). Por fim, a vegetação atua interceptando uma parcela da chuva, evitando que ela atinja o solo. Por meio do processo de evapotranspiração que estas realizam, ocorre uma perda de água para a atmosfera, potencializando a capacidade de retenção de água no substrato. Adicionalmente, a vegetação retarda o escoamento superficial, que passa a ocorrer quando o substrato atinge a saturação (TASSI et al., 2014).

Segundo Berardi (2014, apud PEREIRA, 2017) "O tipo de cobertura verde escolhido deve ser adequado ao edificio, devendo ser tidos em conta vários fatores, como o uso, o tipo de vegetação e os requisitos de manutenção pretendidos, a capacidade estrutural do edificio, o clima da região e os métodos de execução".

BENEFÍCIOS DOS TELHADOS VERDES

Dentre as características dos telhados verdes, pode-se destacar o conforto térmico, redução das ilhas de calor, retenção de poluentes e a retenção de águas pluviais.

O Brasil é um país de clima tropical e a maior parte de seu território nacional está submetida a temperaturas elevadas durante uma grande parte do ano. Portanto, visando obter o conforto térmico das edificações, o telhado verde surge como alternativa, visto que, segundo Morais (2004) a cobertura vegetal apresenta menores flutuações de temperatura e umidade ao longo do dia comparado a laje comum, sendo capaz de reduzir em até 4°C a temperatura interna das edificações nos períodos mais quentes do ano.

Essa redução de temperatura proporcionada pelos telhados verdes possibilita minimizar gastos com energia, uma vez que diminui a necessidade de utilização de ar-condicionado para tornar a temperatura do ambiente confortável. A Figura 2 ilustra o comportamento dos telhados verdes quando submetidos a radiação solar, possibilitando observar que a maior parte da radiação incidente nos telhados verdes é refletida por estes e parte é absorvida para a realização da fotossíntese, de forma que apenas uma pequena quantidade de radiação chega ao interior das edificações sob a forma de calor.

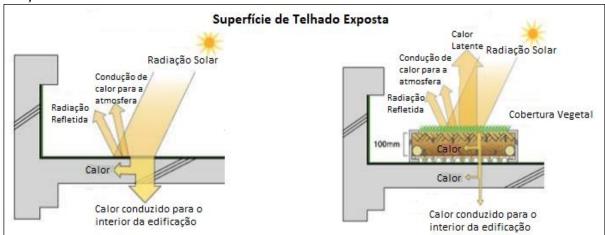


Figura 2.- Comportamento dos telhados verdes quando submetidos a radiação solar (Fonte: RIOS, 2016)

As ilhas de calor são um fenômeno climático que ocorre geralmente nas grandes cidades, onde a temperatura média costuma ser mais elevada do que nos seus arredores. Suas principais causas são:

- Capacidade elevada de absorção de calor de materiais como asfalto e concreto;
- Impermeabilização do solo urbano;
- Poluição atmosférica que retém a radiação solar, causando o aquecimento da atmosfera:
- Falta de cobertura vegetal, que mantém baixa a taxa de evaporação.

Nesse contexto, os telhados verdes podem ser utilizados como uma medida mitigadora dos efeitos das ilhas de calor. Segundo Catuzzo (2013), os telhados verdes absorvem e emitem parte da radiação solar, bem como contribuem para o aumento da umidade do ar em decorrência da evaporação e da evapotranspiração, reduzindo os impactos das ilhas de calor.

Uma importante característica das plantas é a fotossíntese, processo pelo qual as plantas sintetizam a matéria orgânica, ou seja, produzem seu próprio alimento. A fotossíntese consiste em um processo físico-químico no qual as plantas utilizam o dióxido de carbono (CO₂) presente na atmosfera para produzir oxigênio (O₂) e glicose (C₆H₁₂O₆), sendo que o oxigênio será liberado para

a atmosfera. Logo, ao absorver o dióxido de carbono da atmosfera e liberar oxigênio, a cobertura vegetal contribui na retenção de poluentes, visto que o dióxido de carbono é um dos principais poluentes.

"As coberturas verdes contribuem para reduzir a poluição de duas maneiras: controlar as variações de temperatura de um edifício reduzindo o aquecimento e a procura de ar condicionado, portanto menos dióxido de carbono é libertado das centrais energéticas, a outra é a fotossíntese das plantas que absorvem o dióxido de carbono do ar e armazenam em biomassa". (BIANCHINE, 2012, apud PEREIRA, 2017)

De acordo com uma pesquisa realizada em Chicago, um total de 1675 kg de poluentes do ar foi removido por 19,8 ha de telhados verdes em um ano, ou seja, a remoção anual por hectare de telhado verde foi de 85 kg/ha/ano. Os autores da pesquisa ainda afirmam que a quantidade de poluentes removidos aumentaria para 2046,89 toneladas se todos os telhados em Chicago fossem cobertos com telhados verdes intensivos (YANG et al, 2008).

As áreas urbanas das cidades brasileiras se caracterizam, em sua maioria, por apresentarem uma grande quantidade de áreas impermeáveis, com isso, durante os eventos chuvosos, há um aumento do escoamento de águas pluviais, o que muitas vezes ocasiona uma sobrecarga no sistema de drenagem urbana, podendo dar origem a pontos de alagamentos pela cidade (PEREIRA, 2017).

A capacidade de retenção de águas pluviais é uma das propriedades dos telhados verdes. Durante um evento chuvoso, parte da água precipitada é absorvida pela cobertura vegetal até que o substrato atinja o ponto de saturação, dando início ao escoamento superficial da água. Ao absorver as águas pluviais, os telhados verdes retardam a vazão de pico, auxiliando assim os sistemas de drenagem (PEREIRA, 2017). Esse fato pode ser observado na Figura 3, a qual mostra os resultados de um estudo realizado no Rio de Janeiro, utilizando um simulador de chuva.

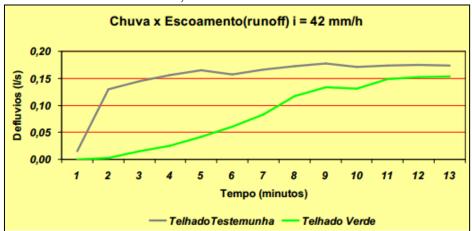


Figura 3.- Comportamento do escoamento superficial no telhado convencional e no telhado verde (Fonte: OLIVEIRA, 2009)

Segundo Tassi et al. (2014), o telhado verde, comparado ao telhado convencional, pode reduzir em média 62% dos volumes escoados superficialmente, além disso, a capacidade de armazenamento média de água no telhado verde, com espessura do substrato de 8 cm, corresponde a cerca de 12,1 mm/m², sendo diretamente afetada pelas condições climáticas e pela umidade antecedente do solo.

METODOLOGIA

Foram analisadas as leis internacionais pertinentes ao tema, agrupando-se as análises em bloco: Europa e Ásia (Mandatory Green Roof Policy, Building Code, UNI 11235: 2015, Projeto de Lei M5S, Eco-Roof Law, Green Roofs For Healthy Cities, Tokyo Plan 2000, Green Roof Incentive Scheme), América do Norte (Toronto Green Roof Bylaw, Eco Roof Incentive Program, Toronto Stormwater Management Incentive, State Law, The Green Roof Tax Abatement Program, Bronx Environmental Revolving Loan Fund, Green Roof Improvement Fund Tax Increment Financing, The Green Roof Grant Program 2006 for Residential and Small Commercial Buildings, Grey to

Green Effort, Austin Texas Green Roof Density Bonus, Blue Water Baltimore Green Roof Incentive, Baltimore Blue Roof Incentive, Green Roof Loans, Minneapolis Stormwater Credit Program, Green Roof Rebate), América do Sul (Ley Nº 4428/2010, Acuerdo 418 de 2009, Ordenanza Nº 541), e as Legislações Nacionais, agrupando-se a análise nos seguintes blocos, Região Sul (Projeto de Lei 1703/11, Projeto de Lei n. 005.00006.2013, Lei Nº 14.243, de 11 de dezembro de 2007, Lei Complementar 734/14, Projeto de Lei do Legislativo 011/14), Região Sudeste (Lei Nº 16277/15, Lei nº 6.349/12, Projeto de Lei nº 1027/2014, Projeto de Lei IPTU Verde), Região Centro-Oeste (Lei n. 5.591/2015, Projeto de Lei nº 218/2016, Lei Complementar Nº 235/2012), Região Nordeste (Lei N° 18.112 de 12/01/2015, Projeto de lei complementar n° 0040/11, Lei N° 10.047 de 09/06/2013, Lei do IPTU Verde, PLE-561/13).

Analisou-se também o Plano Diretor de Drenagem Urbana e Manejo de Águas Pluviais da Cidade de Natal criado com o intuito de fornecer subsídios técnicos e institucionais que possibilitem reduzir os impactos das inundações em Natal e criar as condições para uma gestão sustentável da infraestrutura de drenagem urbana (PDDMA, 2009).

Em 2011 foi apresentado um diagnóstico do PDDMA, onde são apresentados os pontos críticos de drenagem de Natal, identificados por meio de informações colhidas pela Secretaria Municipal de Obras Públicas e Infraestrutura (SEMOPI). Foram identificados um total de 120 pontos críticos na cidade e estes são ocasionados por problemas de micro e macrodrenagem, tais como acúmulo de resíduos sólidos em sarjetas e bocas de lobo.

Após análise e tabulação das regulamentações indicadas, identificou-se as medidas utilizadas com maior frequência foi elaborada a proposta do Programa Municipal de Incentivo a Adoção de Telhados Verdes em Natal.

RESULTADOS

Legislações internacionais:

Por meio da análise da legislação vigente na Europa e na Ásia, pode-se perceber que o recurso mais utilizado como forma de disseminação dos sistemas de telhados verdes foi a criação de leis que preveem a obrigatoriedade do uso de telhados verdes. Também se observou que dentre os países analisados, a Itália foi o único país que desenvolveu uma norma visando estabelecer requisitos e condições de uso da cobertura vegetal, a UNI 11235 (UNI, 2015).

Analisando as leis vigentes na América do Norte e América do Sul, pode-se concluir que a ferramenta mais utilizada como incentivo ao uso de coberturas vegetais foi a concessão de benefícios aos proprietários que adotem a medida.

Legislações nacionais:

Nas regiões Sul, Sudeste e Centro-oeste do país, o instrumento mais utilizado como forma de disseminar o uso de coberturas vegetais é a criação de leis visando a concessão de incentivos fiscais. Na região Nordeste ao contrário das Leis implementadas nos demais estados, as Leis sancionadas na Região Nordeste impõem o uso de telhado verdes em edificios públicos e privados, não oferecendo qualquer incentivo financeiro ao seu uso.

Regulamentação proposta:

Por meio da análise das leis e dos projetos de leis existentes, pode-se perceber que o recurso mais utilizado como forma de incentivar o uso de telhados verdes foi a concessão de benefícios físcais para quem utilizasse os mesmos. Em virtude disto, a proposta de regulamentação visando instigar o uso de telhados verdes em Natal terá como objetivo instituir um Programa Municipal de Incentivo à Adoção de Telhados Verdes, o qual irá oferecer descontos no valor integral do IPTU de imóveis que adotarem coberturas vegetais. A seguir, segue a Proposta de Lei desenvolvida para a cidade do Natal.

- Art. 1° Fica criado no âmbito do Município do Natal o Programa Municipal de Incentivo a Adoção de Telhados Verdes em espaços urbanos densamente povoados, tendo como objetivos:
 - I Reduzir os problemas de alagamentos nas vias públicas da cidade;
 - II Reduzir os efeitos das ilhas de calor:
 - III Atuar como isolante térmico;
 - IV Reduzir o consumo de energia elétrica;
 - V Minimizar a poluição atmosférica; e
 - VI Promover o desenvolvimento sustentável.

Parágrafo único: O Telhado Verde poderá ter vegetação extensiva ou intensiva, de preferência nativa, e deve resistir ao clima tropical e às variações de temperatura, além de usar pouca água, de modo a não servir de habitat de mosquitos como o Aedes Aegypti.

- Art. 2° Somente será admitido como Telhado Verde o sistema composto basicamente das seguintes camadas:
 - I Impermeabilização;
 - II Proteção contra raízes;
 - III Proteção mecânica;
 - IV Drenagem;
 - V Filtragem;
 - VI Substrato; e
 - VII Vegetação.
- Art. 3° Farão jus aos benefícios concedidos por esta Proposta de Regulamentação, os bens imóveis que receberem a certificação emitida pela Prefeitura de Natal, atestando a conformidade do empreendimento com as diretrizes dessa Proposta.
- § 1° A certificação é opcional e aplicável aos novos empreendimentos a serem edificados, assim como às ampliações e/ou reformas de edificações existentes de uso residencial, comercial, misto, industrial ou institucional.
- § 2° As edificações já regulamentadas poderão requerer a certificação caso o empreendimento já atenda às exigências desta Proposta de Regulamentação, ou em caso de reforma, desde que atendido o disposto no artigo 4°.
- Art. 4° A certificação será obtida pelo empreendimento que adotar Telhados Verdes, correspondendo a área e a localização do empreendimento à pontuação ali estabelecida, da seguinte forma:
- I O empreendimento que não se situar em algum ponto crítico de drenagem, conforme apresentado no Plano de Drenagem de Natal, e possuir menos de 60% da área da cobertura recoberta por vegetação, atingirá no máximo 40 (quarenta) pontos e receberá redução de até 5% no valor integral do IPTU;
- II O empreendimento que se situar em algum ponto crítico de drenagem, conforme apresentado no Plano de Drenagem de Natal, e possuir menos de 60% da área da cobertura recoberta por vegetação, atingirá no máximo 60 (sessenta) pontos e receberá redução de até 10% no valor integral do IPTU;
- III O empreendimento que não se situar em algum ponto crítico de drenagem, conforme apresentado no Plano de Drenagem de Natal, e possuir mais de 60% da área da cobertura recoberta por vegetação, atingirá no máximo 80 (oitenta) pontos e receberá redução de até 15% no valor integral do IPTU;
- IV O empreendimento que se situar em algum ponto crítico de drenagem, conforme apresentado no Plano de Drenagem de Natal, e possuir mais de 60% da área da cobertura recoberta por vegetação, atingirá no máximo 100 (cem) pontos e receberá redução de até 20% no valor integral do IPTU.
- Art. 5° Para alcançar os objetivos do presente documento, o Poder Executivo fica autorizado a promover cursos e palestras a respeito dos Telhados Verdes para a divulgação das técnicas imprescindíveis à realização do projeto, como estrutural, tipos de vegetação e substrato.

- Art. 6° O detalhamento técnico para regulamentação da presente proposta de regulamentação ficará a cargo da Secretaria Municipal de Obras Públicas e Infraestrutura SEMOPI.
 - Art. 7° Esta Proposta de Regulamentação entra em vigor na data de sua publicação.

CONCLUSÕES

A Proposta de Regulamentação foi elaborada tendo como base uma análise das legislações nacionais e internacionais relativas ao uso de telhados verdes e um estudo do PDDMA, no qual se identificou os pontos críticos de drenagem de Natal. A proposta possui como premissa a concessão de benefícios ficais aos proprietários de imóveis que adotarem a medida, sendo que os benefícios irão variar de acordo com a localização do imóvel e a porcentagem do telhado recoberta por vegetação.

Apesar de ser semelhante a outras Leis e Propostas de Leis já existentes, possui como um de seus principais objetivos reduzir o problema dos alagamentos na cidade do Natal, ao contrário das leis existentes cujo objetivo principal é proporcionar uma redução dos efeitos das ilhas de calor bem como reduções energéticas.

Deve-se ressaltar que o emprego de telhados verdes por si só não resolve os problemas de drenagem urbana da cidade, tem-se que conciliar a medida com outras formas de intervenção, como um melhor gerenciamento do lixo urbano, limpeza adequada das vias e passeios e limpeza regular dos elementos de drenagem, tais como sarjetas e bocas de lobo, uma vez que muitos dos problemas de drenagem são causados pela presença de resíduos nos componentes de drenagem urbano.

REFERÊNCIAS

ASSEMBLEIA LEGISLATIVA DO ESTADO DE MATO GROSSO. PROJETO DE LEI Nº 218/2016. https://www.al.mt.gov.br/storage/webdisco/cp/ 20160502104728731000.pdf>. Acesso em: 25 abr. 2017.

BALDESSAR, Silvia Maria Nogueira (2012). TELHADO VERDE E SUA CONTRIBUIÇÃO NA REDUÇÃO DA VAZÃO DA ÁGUA PLUVIAL ESCOADA. 2012. 125 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012. Disponível em: http://www.prppg.ufpr.br/ppgecc/wp-content/uploads/2016/files/dissertacoes/d0168.pdf. Acesso em: 09 nov. 2017.

BERARDI, Umberto; GhaffarianHoseini, AmirHoseini; GhaffarianHoseini, Ali (2014). State-ofthe-Art Analysis of the Environmental Benefits of Green Roofs. *Applied Energy*, Vol. 115, Fevereiro 2014, pp. 411–28. http://dx.doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.10.047.

BIANCHINI, Fabricio, and Kasun Hewage (2012). How 'green' are the Green Roofs? Lifecycle Analysis of Green Roof Materials. *Building and Environment*, Vol. 48, Fevereiro 2012, pp. 57–65.http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.08.019.

CÂMARA MUNICIPAL DE BELO HORIZONTE. PL prevê desconto em IPTU para edificações sustentáveis. < https://www.cmbh.mg.gov.br/comunica% C3%A7%C3%A3o/not%C3%ADcias/2017/04/pl-prev%C3%AA-desconto-em-iptu-para-edifica%C3%A7%C3%B5es-sustent%C3%A1veis>. Acesso em: 25 abr. 2017.

CÂMARA MUNICIPAL DE JOÃO PESSOA. Lei do "IPTU Verde" incentiva práticas sustentáveis em imóveis. < http://antigo.cmjp.pb.gov.br/ noticia.php?id=12844#.WgeGp2hSzIU>. Acesso em: 25 abr. 2017.

CÂMARA MUNICIPAL DO RIO DE JANEIRO. Projeto de Lei nº 1027/2014. http://mail.camara.rj.gov.br/APL/Legislativos/scpro1316.nsf/f6d54a9bf09ac33032579de006bfef6/c2dee77ea0b9ec0683257d8d006db5dd Acesso em: 25 abr. 2017.

CAMARAPOA. Telhados verdes poderão ser obrigatórios em prédios públicos. Disponível em: < https://www.camarapoa.rs.gov.br/noticias/telhados-verdes-poderao-ser-obrigatorios-em-predios-publicos>. Acesso em: 25 abr. 2017.

CATUZZO, Humberto (2013). Telhado Verde: impacto positivo na temperatura e umidade do ar. O Caso da Cidade de São Paulo. 2013. 206 f. Tese (Doutorado) - Curso de Geografía Física, Universidade de São

- Paulo, São Paulo, 2013. Disponível em: http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/8/8135/tde-18122013- 123812/en.php>. Acesso em: 10 nov. 2017.
- CEDOM. Lev 4428.: < http://www2.cedom.gob.ar/es/legislacion/ normas/leves/lev4428.html>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- CORRÊA, Lásaro Roberto (2009). Sustentabilidade na Construção Civil. 2009. 70 f. Monografia (Especialização) - Curso de Construção Civil, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009. http://www.cecc.eng.ufmg.br/trabalhos/pg1/Sustentabilidade%20na%20Constru %E7%E30%20CivilL.pdf>. Acesso em: 13 nov. 2017.
- ECOLÓGICO. Projeto de lei sobre telhados verdes, em Curitiba, é questionado. Disponível em: http://souecologico.com.br/noticia.php?id=1513. Acesso em: 25 abr. 2017.
- ECOTELHADO. Fortaleza: projeto para estimular a instalação de ecotelhados. Disponível em: < https://ecotelhado.com/fortaleza-projeto-para-estimular-a-instalacao-de-ecotelhados/>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- la proposta di legge M5S EDILTECNICO. Tetti verdi: per tutelare l'ambiente.: https://www.ediltecnico.it/34510/tetti-verdi-proposta-legge-m5s-per-tutelare-lambiente/>. Acesso em: abr. 2017.
- EL PERUANO. Aprueban Ordenanza que promueve espacios verdes en edificaciones.: < http://busquedas.elperuano.pe/normaslegales/aprueban-ordenanza-que-promueve-espacios-verdes-enedificaci-ordenanza-no-541-mss-1397378-1/>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- norte/noticia/2013/07/chuva-causa-mais-de-100-pontos-de-alagamento-em-natal-d iz-defesa-civil .html>. Acesso em: 29 maio 2017.
- INHABITAT. Copenhagen Adopts a Mandatory Green Roof Policy. https://inhabitat.com/copenhagen-adopts-a-mandatory-green-roof-policy/>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- JUSBRASIL. Lei 6349/12 | Lei nº 6.349, de 30 de novembro de 2012. Disponível em: < https://govrj.jusbrasil.com.br/legislacao/1033548/lei-6349-12>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- JUSBRASIL. Página 3 do Diário Oficial do Estado da Paraíba (DOEPB) de 10 de Julho de 2013. Disponível em: https://www.jusbrasil.com.br/diarios/56458222/doepb-10-07-2013-pg-3. Acesso em: 25 abr. 2017.
- LEIS ESTADUAIS. Lei ordinária nº 14243, de 11 de dezembro de 2007. Disponível em: http://www.leisestaduais.com.br/sc/lei-ordinaria-n-14243-2007-santa-catarina-dispoe-sobre-a-
- implementação-de-sistemas-de-naturação-atraves-da-criação-de-telhados-verdes-em-espaço s-urbanos-desanta-catarina>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- LEIS MUNICIPAIS. LEI COMPLEMENTAR N° 235, DE 28 DE DEZEMBRO DE 2012. Disponível em: https://leismunicipais.com.br/a/go/g/goiania/lei-complementar /2012/23/235/lei-complementar-n-235-2012-institui-o-programa-iptu-verde-no-municipio-de-goiania.html>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- Nº LEGISWEB. Lei 16277 DE 05/10/2015. Disponível em: https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=304234>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- LEGISWEB. Lei nº 18112,e 12 de janeiro de 2015. Dispõe Sobre A Melhoria da Qualidade Ambiental das Edificações Por Meio da Obrigatoriedade de Instalação do "telhado Verde", e Construção de Reservatórios de Acúmulo Ou de Retardo do Escoamento das águas Pluviais Para A Rede de Drenagem e Dá Outras Providências. Disponível em: https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=280138. Acesso em: 29 maio 2017.
- LEI 6349/12 | Lei nº 6.349, de 30 de novembro de 2012. Disponível em: < https://govrj.jusbrasil.com.br/legislacao/1033548/lei-6349-12>. Acesso em: 25 abr. 2017
- LEIS ESTADUAIS. Lei ordinária nº 14243, de 11 de dezembro de 2007. Disponível em: http://www.leisestaduais.com.br/sc/lei-ordinaria-n-14243-2007-santa-catarina-dispoe-sobre-a-
- implementação-de-sistemas-de-naturação-atraves-da-criação-de-telhados-verdes-em-espaço s-urbanos-desanta-catarina>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- LEIS MUNICIPAIS. LEI COMPLEMENTAR N° 235, DE 28 DE DEZEMBRO DE 2012. Disponível em: < https://leismunicipais.com.br/a/go/g/goiania/lei-complementar /2012/23/235/lei-complementar-n-235-2012-institui-o-programa-iptu-verde-no-municipio-de-goiania.html>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- MARCELL MORAIS. PLE-561/13 Dispõe sobre a obrigatoriedade da instalação do "Telhado Verde" nos locais que especifica no âmbito do Município de Salvador. Disponível https://marcellmoraes.com.br/index.php?option=com_zoo&task=item_&item_id=269&Itemid=144>. Acesso em: 11 nov. 2017.

- **MORAIS, Caroline Santana de** (2004). DESEMPENHO TÉRMICO DE COBERTURAS VEGETAIS EM EDIFICAÇÕES NA CIDADE DE SÃO CARLOS-SP. 2004. 100 f. Dissertação (Mestrado) Curso de Construção Civil, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.
- **OLIVEIRA, Eric Watson Netto de** (2009). Telhados verdes para habitações de interesse social: retenção das águas pluviais e conforto térmico. 2009. 87 f. Dissertação (Mestrado) Curso de Engenharia Ambiental, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009. Disponível em: http://www.peamb.eng.uerj.br/trabalhosconclusao/2009/EricWatsonN ettodeOliveiraPEAMB_2009.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2017.
- PDDMA- Plano Diretor de Drenagem e Manejo de Águas Pluviais da Cidade do Natal (2014). < https://natal.rn.gov.br/ >. Acesso em: 12 nov. 2017.
- **PEREIRA, Daniela Alexandra Alves** (2017). ESTUDO DO DESEMPENHO TÉRMICO DE COBERTURAS VERDES: CASO DE ESTUDO. 2017. 97 f. Dissertação (Mestrado) Curso de Engenharia Civil, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 2017. Disponível em: http://repositorio.utad.pt/bitstream/10348/8057/1/msc daapereira.pdf>. Acesso em: 08 nov. 2017.
- **PORTAL DA CÂMARA DOS DEPUTADOS.** Comissão aprova incentivo fiscal para prédio que instalar telhado verde. Disponível em: < http://www2.cam ara.leg.br/camaranoticias/noticias/CIDADES/492570-COMISSAO-APROVA-INCENTIVO-FISCAL-PARA-PREDIO-QUE-INSTALAR-TELHADO-VERDE.html>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- **PREFEITURA DE CAMPO GRANDE.** DIÁRIO OFICIAL DE CAMPO GRANDE, 5 DE AGOSTO DE 2015. Disponível em: http://www.campogrande.ms.gov.br/>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- **PREFEITURA MUNICIPAL DE PORTO ALEGRE.** LEI COMPLEMENTAR N° 734, DE 24 DE JANEIRO DE 2014. Disponível em: < http://www2.portoalegre.rs.gov.br/cgi-bin/nph-brs?s1=000033871.DOCN.&l=20&u=/netahtml/sirel/simples.html&p=1&r=1&f=G&d=atos&SECT1=TEXT>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- **RIOS, Márcio** (2016). TELHADO VERDE: uma estratégia para as cidades sustentáveis. Fortaleza: Visual, 2016. Color. http://www.confea.org.br/media/Palestra_SOEA_TelhadoVerde_MarcioRios_310816.pdf. Acesso em: 25 abr. 2017.
- **ROAF, Sue; Fuentes, Manuel; Thomas-Rees, Stephanie** (2014). Ecohouse: A Casa Ambientalmente Sustentável. 4. ed. Porto Alegre: Bookman, 2014.
- **SALGADO, Mônica Santos; Chatelet, Alain; Fernandez, Pierre** (2012). Produção de edificações sustentáveis: desafios e alternativas. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 12, n. 4, p.81-99, out. 2012. Disponível em: http://www.seer.ufrgs.br/ambienteconstruido/article/view/22603. Acesso em: 13 nov. 2017.
- **SANTOS, Daniel José Pereira** (2012). Desempenho térmico de uma cobertura verde num edificio solar passivo. 2012. 79 f. Dissertação (Mestrado) Curso de Engenharia do Ambiente, Universidade de Aveiro, Aveiro, 2012. Disponível em: https://ria.ua.pt/handle/10773/10218. Acesso em: 14 nov. 2017.
- **SECRETARÍA JURÍDICA DISTRITAL.** ACUERDO 418 DE 2009. Disponível em:http://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=38262>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- Tassi, Rutinéia; Tassinari, Lucas Camargo da Silva; Piccilli, Daniel Gustavo Allasia; Persch, Cristiano GABRIEL (2014). Telhado verde: uma alternativa sustentável para a gestão das águas pluviais. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 14, n. 1, p.139-154, jan. 2014. Disponível em: http://www.seer.ufrgs.br/index.php/ambienteconstruido/article/view/38866/28753. Acesso em: 11 nov. 2017.
- **UNI.** Coperture a verde: pubblicata la norma nazionale UNI 11235. Disponível em: < http://www.uni.com/index.php?option=com_content&view=article&id=4210%3Aroof-garden -pubblicata-la-norma-nazionale-uni-11235&catid=170&Itemid=2612>. Acesso em: 14 nov. 2017.
- **URBANSTRONG.** France's Famous Eco-Roof Law Too Green To Be True?. Disponível em: < http://www.urbanstrong.com/frances-famous-eco-roof-law-too-green-to-be-true/>. Acesso em: 25 abr. 2017.
- **VEGETAL I.D.** Green roof Incentives. Disponível em: < http://www.vegetalid.us/green-roof-technical-resources/green-roof-and-stormwater-management- incentives.html>. Acesso em: 12 nov. 2017.
- **YANG, Jun; Yu, Qian; Gong, Peng** (2008). Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. Atmospheric Environment, v. 42, n. 31, p.7266-7273, out. 2008. Disponível em: http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231008006262. Acesso em: 14 nov. 2017.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

SELECCIÓN DE POZOS PARA MONITOREO DE CALIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA MEDIANTE LA VULNERABILIDAD DE ACUÍFEROS EN MÉXICO

O. Lucas-Urbina, L.D. Oseguera-Toledo, G. Martínez-Herrera, S.T. Sánchez-Quispe

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México Orlucas53@gmail.com, luidan27@gmail.com, gmartine@umich.mx, soniatsq@hotmail.com

RESUMEN:

Es indispensable contar con una red de monitoreo para la calidad del agua subterránea, y sobre todo que está, sea los más representativa del acuífero en cuestión, proporcionando la información necesaria para identificar si el recurso hídrico ha sido afectado por alguna acción antropogénica y sí así lo fuese, tomar las medidas correspondientes para preservar dicho recurso. Es por ello que, en este artículo, se implementa la metodología de DRASTIC y la toma de decisiones mediante SIG, para la elección de sitios de monitoreo de calidad de agua, para que conformen la red de monitoreo en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz. La metodología de DRASTIC proporciona un mapa tipo ráster de la vulnerabilidad del acuífero, clasificándose desde muy bajo, moderado y alto, gracias a ello es posible integrarlo a ciertas decisiones propuestas, para la facilidad de la toma de muestras de calidad del agua. El muestreo de calidad del agua de los sitios de monitoreo seleccionados, nos permitió corroborar que el proceso llevado a cabo, es adecuado, para implementarlo en la actualización de redes de monitoreo de los acuíferos o para la creación de una nueva, así como permitir una disminución de tiempo y costo en la elaboración de proyectos de calidad del agua subterránea.

ABSTRACT:

It is essential to have a monitoring network for the quality of groundwater, and above all that is, be the most representative of the aquifer in question, providing the necessary information to identify if the water resource has been affected by some anthropogenic action and if so it was, to take the corresponding measures to preserve said resource. That is why, in this article, the DRASTIC methodology and the decision-making by means of GIS is implemented for the election of water quality monitoring sites, so that they conform the monitoring network in the Zacapu and Pastor Ortiz aquifers. The DRASTIC methodology provides a raster map of aquifer vulnerability, classified from very low, moderate and high, thanks to this it is possible to integrate it into certain proposed decisions, for the ease of taking samples of water quality. The water quality sampling of the selected monitoring sites allowed us to corroborate that the process carried out is adequate, to be implemented in the updating of aquifer monitoring networks or for the creation of a new one, as well as allowing an decrease in time and cost in the development of groundwater quality projects

PALABRAS CLAVES: Red de monitoreo, Acuífero, Vulnerabilidad.

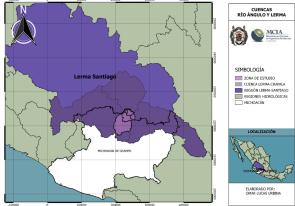
INTRODUCCIÓN

La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) mantiene una red de 5000 sitios de monitoreo, permitiendo desde 2005 evaluar la calidad del agua (CONAGUA, 2015), para el año 2015 se ha reportado un 55% de sitios de calidad aceptable o mejor, por el contrario, un 45.2% son sitios de calidad por debajo de lo aceptable. Los sitios de la red de monitoreo a nivel nacional incluyen seis redes específicas, representando un 21.68% de sitios para la red de agua subterránea. Siendo que el 37% proviene de los acuíferos para los diferentes usos (CONAGUA, 2010), y es la fuente donde se encuentra la mayor cantidad de agua dulce, es importante su constante monitoreo.

La elección de sitios de monitoreo no se tiene clara, se observa que están distribuidas aleatoriamente, dejando de lado, si se ubican en depresiones topográficas o zonas altas, cercanos o dentro de zonas de riego, con mayor o menor población, de fácil acceso, entre otros aspectos. Para seleccionar los sitios que conformen una red de monitoreo para calidad del agua de un acuífero, es importante considerar los aspectos antes mencionados, evaluando sitios representativos, potencialmente vulnerables a la contaminación, de fácil acceso y aspectos físicos de las instalaciones. En el presente estudio se presenta una metodología que permitió seleccionar pozos con cierto grado de vulnerabilidad a ser contaminados y la toma de decisiones fue realizada mediante sistemas de información geográfica (SIG), con el fin de pertenecer a la red de calidad del agua y está misma se actualice. De igual forma con este estudio se pretende que se realice un muestreo con menor frecuencia o se retiren de la red aquellos pozos que no rebasan los límites de calidad permitidos y cuyos resultados siempre son buenos.

ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio comprende los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz pertenecientes a la región hidrográfica Lerma-Santiago, en la cuenca Lerma-Chapala figura 1(a), los cuales a su vez se recargan por medio de las subcuenca del Río Angulo y Lerma, ubicada al centro norte del estado de Michoacán figura 1(b), ambos acuíferos constituyen una extensión de 3000 km2, donde el 53% de la extensión es para uso agrícola, proliferando el uso de fertilizantes nitrogenados y pesticidas, generando una contaminación difusa. La red actual contempla 8 pozos de monitoreo para calidad del agua subterránea. 4 en cada acuífero, los cuales se encuentran concesionados a un laboratorio privado, encargado de hacer las campañas de muestreo, realizándolas dos veces al año, en temporada de estiaje y lluvias, y localizados en zonas altas y en pequeñas comunidades.





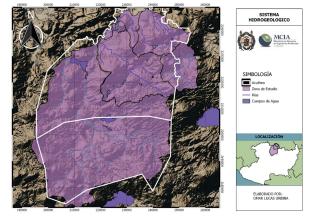


Figura 1(b).- Micro localización del sistema hidrogeológico.

METODOLOGÍA

El análisis de la vulnerabilidad es un proceso para determinar los componentes críticos o susceptibles de daño, pérdida o interrupción de los elementos bajo riesgo de un sistema, siendo necesario para los procesos de planificación y toma de decisiones a corto mediano y largo plazo, y evitar conflictos medioambientales.

La definición de índices para cada una de las características que conforman el acuífero permite construir un índice general de vulnerabilidad que se puede representar con facilidad en un mapa. La superposición de este mapa con otro con los resultados de los levantamientos en campo de la carga potencial contaminante sub-superficial facilita la evaluación del peligro de contaminar el agua subterránea.

La vulnerabilidad es principalmente función de:

- a) La capacidad de la zona saturada para limitar hidráulicamente la penetración de contaminantes;
- b) La capacidad de atenuación de los niveles situados sobre la zona saturada del acuífero, como resultado de su retención física y reacción química con los contaminantes.

Existen muchas técnicas para desarrollar una cartografía de la vulnerabilidad de acuíferos. Una de las más conocidas y la utilizada en este trabajo, es la denominada DRASTIC (Aller et al., 1987). DRASTIC es el acrónimo de un índice que involucra siete parámetros o factores.

El método de DRASTIC, clasifica y pondera parámetros de forma intrínseca como, D (profundidad del agua), R (recarga neta), A (Litología del acuífero), S (Tipo de suelo), T (topografía) I (naturaleza de la zona no saturada), C (conductividad hidráulica) (Aller et al 1987).

Los parámetros enumerados se caracterizan por variables que están clasificados numéricamente para evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea. La ecuación que describe el método DRASTIC, es un factor de ponderación (r) de acuerdo con la contaminación difusa presente, multiplicado por el peso asignado (w) de cada parámetro, finalmente para obtener el índice de vulnerabilidad, es el resultado de sumar los productos de los diferentes parámetros (Pedraza, 2017).

Índice de vulnerabilidad

DRASTIC = DrDw + RrRw + ArAw + SrSw + TrTw + IrIw + CrCw

La información se obtuvo del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), posteriormente fue procesada en un sistema de información geográfica (SIG) para convertirlos a archivos tipo raster de acuerdo a las tablas de clasificación y ponderación del método y de acuerdo a cada parámetro, como la litología (A) figura 2(a), tipo de suelo (S) figura 2(b) y naturaleza del suelo (I) figura 2(c).

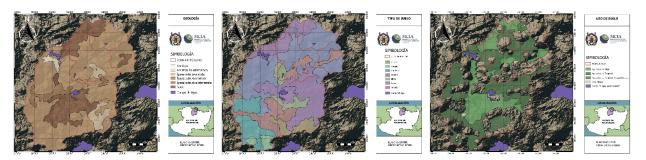


Figura 2(a).-Litología del estrato (A). Figura 2(b).-Tipo de suelo (S). Figura 2(c).-Naturaleza del suelo (I).

El resto de los parametros se realizo mediante un proceso previo al resultado que se presenta, en la figura 3(a) se muestra el mapa topografico (T) el cual puede hacerce mediante un levantamiento topografico para obtener curvas de nivel o descargar del INEGI el modelo digital de elevaciones. Para el caso del parametro (D) figura 3(b), que es la profundidad del nivel piezometrico, para lo cual fue necesario realizar monitoreo del nivel piezometrico en toda la zona

[1]

de estudio, y posteriormente se clasifico de acuerdo a los rangos que estable la metodología de DRASTIC, que cabe mencionar que dichos rangos pueden modificarse, realizando analisis de sensibilidad y estadistico, por las condiciones que se presenten en la zona, ya que la metodología fue realizada para la union europea y por ende los niveles llegan a ser mas someros, y por lo general en México se llegan a tener profundidades más grandes con respecto a europa y algunas regiones; y en este mismo orden de ideas se puede aplicar a los otros parametros. El otro parametro que requiere un preproceso, es el de la recarga neta (R), este archivo raster, puede realizarse, como fue en esta investigación, aplicando la Norma Oficial Mexicana 011 (CONAGUA, 2015), la cual establece el metodo para determinar la recarga, realizando un balance, y finalmente se obtiene el resultado mostrado en la figura 3(c).

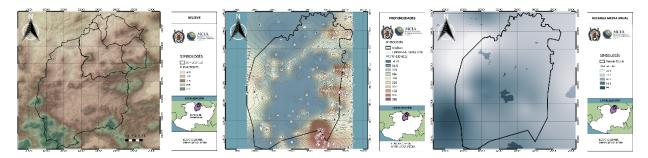


Figura 3(a).-Topografico (T). Figura 3(b).-Profundidades del agua (D). Figura 3(b).-Recarga neta (R).

Para el último parámetro fue obtenido de un estudio realizado en 2007 de la actualización hidrogeológica de los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz, llevado a cabo por tres instituciones gubernamentales, (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT,2007), el parámetro de la conductividad hidráulica (C) figura 4.

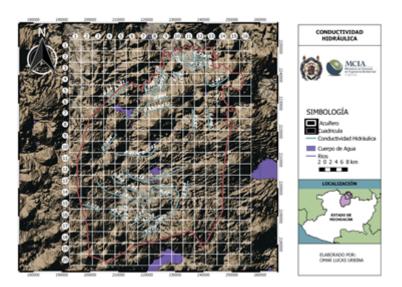


Figura 4.- Conductividad hidráulica (C).

Toma de decisiones

Las decisiones que se consideraron para este estudio, fueron los pozos Figura 5, que se encontraban cercas de las vías carreteras y de acceso libre, que se encontraran dentro de las zonas con alta y moderada vulnerabilidad en base a los resultados obtenidos de DRASTIC, que la pendiente no fuera mayor al 5%, sitios de pozos y que estuvieran en depresiones, en servicio y que contaran con un encargado y su uso fuera para consumo humano.

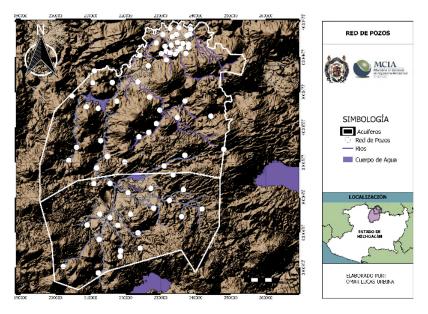


Figura 5.- Concesiones de agua en la zona de estudio mediante pozos.

Validación

El proceso de validación se realizó mediante la visita de campo para verificar que la información proporcionada correspondía con las condiciones físicas Figura 6, y se adecuaba a las decisiones establecidas, para seleccionar el pozo como apto y contemplarlo en la red de monitoreo, algunos tuvieron que ser descartados por estar fuera de servicio o por no contar con los criterios e infraestructura para tomar la muestra.



Figura 6.- Visita de campo revisando que el pozo cumpliera con los criterios establecidos.

Posteriormente se realizó un monitoreo de calidad del agua a los sitios seleccionados figura 7, y sus resultados se clasificaron conforme a los criterios de calidad del agua (CONAGUA, 2016), indicando color y tipo de calidad, para cada parámetro, en la siguiente Figura 8 y 9 se muestran los criterios.



Figura 7.- Toma de muestras en la comunidad de Pomocuaro Michoacán, México.

		CALIDAD DEL A	GUA SUBTERRÁNEA		
INDICADOR		CUMPLIMIENTO		INCUM	MPLIMIENTO
SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES - SAUNIZACIÓN	SDT<=1000 Duice	1000 <sdt<=2000 Ligeramente salobres</sdt<=2000 		2000>SDT<=10000 Salobres	SDT>10000 Salinas
SÓLIDOS DISUELTOS TOTALES - RIEGO AGRÍCOLA	SDT <=500 Excelente para RA	500 <sdt<=1000 Cultivos sensibles</sdt<=1000 	1000 <sdt<=2000 Cultivos con manejo especial</sdt<=2000 	2000>SDT<=5000 Cultivos tolerantes	SDT>5000 Indeseable para RA
CONDUCTIVIDAD	CE<=250 Excelente para RA	250 <ce<=750 Buena para RA</ce<=750 	750 <ce<=2000 Permisible para RA</ce<=2000 	2000 <ce<=3000 Dudosa para RA</ce<=3000 	CE>3000 In deseable para RA
COUFORMES FECALES	CF<=100 Excelente	100 <cf<=200 Buena calidad</cf<=200 	200 <cf<=1000 Aceptable</cf<=1000 	1000 <cf<=10000 Contaminada</cf<=10000 	CF>10000 Fuertemente contaminada
DUREZA	DUR<=60 Suave	60 <dur<=120 Moderadamente suave</dur<=120 	120 <dur<=500 Dura</dur<=500 		DUR>500 Muy dura e indeseable usos industrial y doméstico
ALCAUNIDAD	20>=ALC<75 Baja	75>=ALC<=150 Media	150>ALC<=400 Alta	ALC < 20 Indeseable	ALC>400 Indeseable como FAAP
FLOURUROS	0.7 <=FLUO<1.5 Óptima	0.4 <=FL< 0.7 Media	0 >=FL<0.4 Baja		FL>=1.5 Alta

Figura 8.- Criterios para solidos disueltos, conductividad, coliformes, dureza.

Criterio (mg/l)	Clasificación	Color	Criterio (mg/l)	Clasificación	Color
DBO ₅ ≤ 3	EXCELENTE No Contaminada	Azut	DQO ≤ 10	EXCELENTE No Contaminada	
3 < DBO ₅ ≤ 6	BUENA CALIDAD AGUAS SUPERFICIALES CON BAJO CONTENIDO DE MATERIA ORGÁNICA BIODEGRADABLE	VERDE	10 < DQO ≤ 20	BUENA CALIDAD AGUAS SUPERFICIALES CON BAJO CONTENIDO DE MATERIA ORGÂNICA BIODEGRADABLE Y NO BIODEGRADABLE Y NO BIODEGRADABLE	VERDE
6 < DBO ₅ ≤ 30	ACEPTABLE CON INDICIO DE CONTAMINACIÓN. AGUAS SUPERFICIALES CON CAPACIDAD DE AUTODEPURACIÓN O CON DESCANGAS DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS BIOLÓGICAMENTE	AMARILLO	20 < DQO ≤ 40	ACEPTABLE CON BIDICIO DE CONTANNACIÓN. AGUAS SUPERFICIALES CON CAPACIDAD DE AUTODEPURACIÓN O CON DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES TRATADAS BIOLOGICAMENTE	
30 < DBO ₅ ≤ 120	CONTAMINADA AGUAS SUPERFICIALES CON DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES CRUDAS, PRINCIPALMENTE DE ORIGEN MUNICIPAL	Naranja	40 < DQO ≤ 200	CONTAMINADA AGUAS SUPERFICIALES CON DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES CRUDAS, PRINCIPALMENTE DE ORIGEN MUNICIPAL	Naranja
DBO ₅ > 120	FUERTEMENTE CONTAMINADA AGUAS SUPERFICIALES CON FUERTE IMPACTO DE DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES CRUDAS MUNICIPALES Y NO MUNICIPALES	Razo	DQO > 200	FUERTEMENTE CONTAMINADA AGUAS SUPERFICIALES CON FUERTE IMPACTO DE DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES CRUDAS MUNICIPALES Y NO MUNICIPALES	Roso
Criterio (NMP/100 ml)	Clasificación	Color	Criterio (mu/l)	Clasificación	Color
CF ≤ 100	EXCELENTE NO CONTAMINADA	Azut.	66T ≤ 28	EXCELENTE CLASE DE ENCEPCIÓN, MUY BUENA CALIDAD	
100 < CF ≤ 200	BUENA CALIDAD AGUAS SUPERFICIALES CON CALIDAD SATISFACTORIA PARA LA VIDA ACUATICA Y PARA USO RECREATIVO CON CONTACTO PRIMARIO	Verde	25 < SST 5 75	BUENA CALIDAD AGUAS SUPERICULES ON BARD CONTENED DE SÓCIDOS SUSTEMBLES CON BARD CONTENED DE SÓCIDOS SUSTEMBLES CONCESVACION DE COSEUNDADES AGUÁTICAS Y EL RICOD AGNICOLA IRRESTRICTO	
200 < CF ≤ 1,000	ACEPTABLE AGUAS SUPERFICIALES CON CALIDAD SATISFACTORIA COMO FUENTE DE ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE Y PARA RIEGO AGRÍCOLA	AMARILLO	75 < SST ≤ 150	AGEPTADLE AGGAS SUPERFLUALES CUN INDELIO DE CONTAMINACIÓN. CON DECLARGAS DE ACIAS. RESOUALES PRANTADOS REGULAR PARA PECES. RIEGO AGRICOLA RESTRINGIDO	AHARILLO
1,000 < CF ≤ 10,000	CONTAMINADA	Naranja	150 < 55T £ 400	CONTAMINADA AGUAS SUPERFECILES DE MALA CALIDAD CON DES-GARGAS DE AGUAS RESIDUALES CRUDAS, ÁGUAS CON ALTO CONTENIDO DE MATERIAL SUSPENDIDO	
CF > 10,000	FUERTEMENTE CONTAMINADA AGUAS SUPERFICIALES CON FUERTE CONTAMINACIÓN BACTERIOLÓGICA	Razo	SST > 400	FUERTEMENTE CONTAMINADA AGUAS SUPERFICIALES CON FUERTE IMPACTO DE DECARCAS DE ACUAS DESCUAIASE CIUDAS FUNGUPALOS Y NO PRUNCUPALOS CON ALIA GARGA CONTAMINANTE, MAIA CONDICCIÓN PARA POCES	R070

Figura 9.- Clasificación de parámetros de las aguas subterráneas y superficiales.

RESULTADOS

Los resultados obtenidos mediante la metodología seleccionada DRASTIC, generaron zonas con vulnerabilidades baja, moderada y alta, ubicándose en la vulnerabilidad baja la parte del valle, la moderada en la agricultura y el alta en unas cuantas poblaciones, figura 10.

Los sitios seleccionados fueron 11, de los cuales 8 son pozos y los restantes cuerpos superficiales figura 10; se realizaron dos campañas de muestreo en marzo y noviembre de 2017, por lo que en este trabajo se presentarán los resultados del mes de marzo. Se registraron parámetros físicos en sitio, tomando 3 muestras en cada sitio, la primera en garrafa de 2 litros, la segunda de un litro y la tercera bacteriológico, proceso realizado para cada pozo previamente validado, y conforme a la Norma Oficial Mexicana 230-SSA1. Los resultados de calidad, así como su criterio se muestran en la siguiente figura.

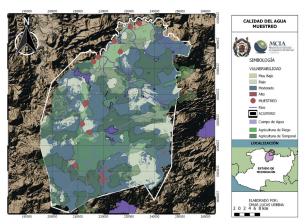


Figura 10.- Vulnerabilidad del acuífero y sitios seleccionados.

De acuerdo a las visitas de campo y estudios posteriores relacionados con el movimiento del flujo del acuífero y transporte de contaminante se observa que los sitios seleccionados son vulnerables a ser contaminados cada vez que se realiza el ciclo hidrológico, y debido a que el flujo se mueve en esa dirección, adicionalmente las zonas agrícolas propician que la contaminación generada por la fertilización mineral llegue en mayor proporción a esos pozos, con una superficie de 1620.2 km2, y considerando que dicha extensión es poco más de la mitad de la extensión total, debería de tomar en cuenta figura 10.

Conforme a los criterios de calidad para aguas subterráneas, se encuentran con indicador en cumplimiento, siendo estas aceptables, buena y de excelente calidad, para el uso de riego agrícola. Considerando los parámetros para aguas superficiales de DBO5 DQO y SST, el 79% son de excelente calidad no contaminada, con bajo contenido de materia orgánica biodegradable y no biodegradable tabla 1.

	PARAMETROS	ALCALINIDAD	DUREZA	C.FECALES	C.ELECTRICA	SDT	SDT	SST	DQO	DBO
NO.	UNIDADES	mg/L	mg/L	UFC/100 ml	uS/cm	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
1.00	PASTOR_ORTIZ	220.00	193.20	100.00	NDT	424.00	424.00	8.00	4.50	3.00
2.00	LA_CAJA	166.00	134.40	200.00	601.00	340.00	340.00	2.00	3.30	2.10
3.00	EL_ZAPOTE	136.00	102.90	-	355.00	266.00	266.00	4.00	3.00	2.00
4.00	GUADALUPE_NORTE	360.00	268.80		344.00	644.00	644.00	10.00	7.00	4.50
5.00	POMOCUARO	130.00	100.80	400.00	511.00	234.00	234.00	36.00	18.60	6.00
6.00	POMOCUARO	185.00	157.50	-	382.00	344.00	344.00	8.00	8.00	5.20
7.00	GUANDACUICA	142.00	113.40	300.00	418.00	286.00	286.00	2.00	2.00	1.30
8.00	ZACAPU_FRACC	157.00	130.20	12.00	NDT	282.00	282.00	2.00	4.60	3.00
9.00	DREN_RESIDUAL	181.00	142.80	25,000.00	448.00	344.00	344.00	24.00	30.70	20.00
10.00	SALIDA_ANGULO	148.00	115.50	3,500.00	956.00	294.00	294.00	68.00	15.80	9.90
11.00	RIO_ANGULO_MEDIO	128.00	96.60	5,000.00	435.17	236.00	236.00	8.00	14.00	9.60

Tabla 1.- Clasificación de cada parámetro de acuerdo a los criterios.

CONCLUSIONES

La metodología implementada, además de ser usada para el estudio de vulnerabilidad del acuífero a la contaminación difusa por fertilizantes y pesticidas, resulta de gran ayuda para poder tomar acciones y disminuir las concentraciones de contaminación; tras la selección de sitios de monitoreo mediante toma de decisiones y visita de campo, permite una disminución de tiempo y costo en la elaboración de proyectos de calidad del agua subterránea, así como la actualización de la red de monitoreo.

Los resultados mostrados se compararon con los que cuenta en registros la CONAGUA y se observa que a lo largo del año la calidad de estos no cambia, sin embargo, un segundo monitoreo permitió identificar un aumento en los resultados de la calidad de los pozos que en este estudio fueron seleccionados, debido al transporte del agua subterránea, infiltraciones y arrastre de contaminantes, facilitando estos procesos la temporada de lluvias. Cabe destacar que en acuíferos donde la producción agrícola es abundante, es conveniente actualizar la red de monitoreo, que sin duda permitirá tener un mejor control de la calidad, y hacer propuestas de las buenas prácticas agrícolas, que son las que propician la contaminación, y por ende preservar el recurso hídrico.

Se recomienda que la red de monitoreo se integre con la cantidad de pozos suficientes, aunque el problema puede representar el recurso económico para mantener dicha red, por ello si el recurso económico es poco, garantizar que los pozos que se encuentran en zona con vulnerabilidad altas se encuentren en la red, y los de muy baja se desprecien, y los que se encuentren en zona con vulnerabilidad moderada, se analice perfectamente con visitas a campo, para seleccionarlo o descartarlo.

REFERENCIAS

Aller, L., Bennett, T., Lehr, J. H., Petty, R.J., and HackettG., (1987), "DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic" settings: NWWA/EPA Series, EPA-600/2-87-035.

CONAGUA-IMTA-SEMARNAT. (2007). Actualización hidogeológica de los acuíferos: Maravatío - Contepec - Epitacio Huerta, Zacapu, Morelia - Queréndaro y Pastor Ortiz en el estado de Michoacán. Convenio de Colaboración CNA-OCLSP-JAL-CONV-008-2007. Informe Final. México. CONAGUA (2010) Estadísticas del agua en México, Capítulo 3. Usos del agua, Comisión Nacional del Agua.

CONAGUA (2015) Atlas del agua en México 2015. Gobierno de la república, Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Comisión Nacional del Agua. Página 59-62.

CONAGUA (2015) Norma Oficial Mexicana 011, Conservación del recurso agua-Que establece las especificaciones y el método para determinar la disponibilidad media anual de las aguas nacionales. Fecha de consulta mayo de 2018. Ciudad de México. http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5387027 &fecha=27/03/2015

CONAGUA (2016) "Monitoreo de calidad del agua" Subdirección general técnica y gerencia de calidad del agua.

Pedraza P.A.C, Ávila O.J.A. (2017) "Assessment of groundwater pollution vulnerability in the western área of Morelia, Mexico"

Secretaría de Salud (2002) Norma Oficial Mexicana 230-SSA1 Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Requisitos sanitarios que deben cumplir con los sistemas de abastecimiento públicos y privados durante el manejo del agua. Procedimientos sanitarios para el muestreo. Fecha de consulta mayo de 2018. Ciudad de México. http://www.dof.gob.mx/nota to doc.php?codnota=691563

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

ESTIMACIÓN DE VARIABLES RELACIONADAS A LA EROSIÓN HÍDRICA DEL SUELO EN UNA CUENCA DE LA REGION SERRANA DE CÓRDOBA

Sabrina Tomasini ¹, Giuliana Elcano ¹ y Leticia Vicario ^{1,2}

¹ Instituto Nacional del Agua. Centro de la Región Semiárida, Córdoba, Argentina. ² Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Universidad Nacional de Córdoba. E-mail de contacto: sabrinatomasini@hotmail.com

RESUMEN:

Identificar áreas de cuencas con diferente riesgo de erosión y aporte de sedimentos es esencial para tomar medidas para su control y recuperación. El empleo de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) y herramientas de Sistema de Información Geográfico (SIG) permite estimar la erosión hídrica del suelo de manera sencilla. Los cambios en el uso, explotación y cobertura del suelo manifestado en las sierras de la provincia de Córdoba (Argentina) durante los últimos años, traen consigo múltiples problemas ambientales que impactan en las cuencas hídricas. En este trabajo se presentan la estimación de la erosión hídrica en la cuenca del Arroyo La Cañada – La Lagunilla (Córdoba). En general se observó que la cuenca está expuesta a una condición de erosión potencial entre ligera y moderada. En base a los resultados de este trabajo y los cambios de uso de suelo observados se plantea, a posteriori, realizar una estimación de la erosión actual en dicha cuenca, contemplando parámetros de cobertura vegetal y prácticas de conservación.

ABSTRACT:

Identifying basin areas with different risk of erosion and sediment supply is essential to take measures for their control and recovery. The use of the Universal Soil Loss Equation (USLE) and Geographical Information System (GIS) tools allows estimating soil water erosion easily. The changes in the use, exploitation and coverage of soil manifested in the mountains of the province of Córdoba (Argentina) during the last years, bring with them multiple environmental problems that impact on the watersheds. In this paper we present the estimation of water erosion in the La Cañada - La Lagunilla stream Basin (Córdoba). In general, it was observed that the basin is exposed to a potential erosion condition between light and moderate. Based on the results of this work and the changes in land use observed, it is proposed, a posteriori, to estimate the current erosion in said basin, contemplating parameters of vegetation cover and conservation practices.

PALABRAS CLAVES: Erosión hídrica, USLE, cuenca Cañada – Lagunilla, Córdoba

INTRODUCCIÓN

La erosión del suelo se entiende como un proceso de degradación, transporte y deposición de materiales del suelo por agentes erosivos. Cuando dichos agentes dinámicos son la lluvia y el escurrimiento superficial, el suelo está expuesto a procesos de erosión hídrica (Ellison, 1947).

La primera etapa de este proceso erosivo comienza cuando las gotas de lluvia impactan directamente sobre la superficie del suelo sin antes ser interceptadas por la vegetación u otro material del suelo. Estas gotas llevan consigo energía que puede alterar la estructura de los agregados del suelo desintegrándolos en partículas más pequeñas, ocasionar cierre de poros de la superficie del suelo y formar finas capas denominadas costras que dificultan la permeabilidad alterando la relación infiltración/escurrimiento. El transporte de partículas de suelo, tales como materia orgánica, nutrientes y minerales entre otras, da comienzo a la segunda etapa del proceso. El escurrimiento superficial generado puede ocasionar, según el caso, distintas formas de erosión; particularmente en el presente trabajo se focalizo en la erosión laminar que afecta la capa más superficial del suelo. Por último, a raíz de la disminución de la velocidad de flujo, se presenta la tercera etapa de la erosión hídrica caracterizada por la deposición de las partículas de suelo.

La magnitud e intensidad de las tormentas, su duración y distribución temporal, la presencia de cobertura vegetal, el tipo de suelo, la inclinación, forma y largo de la pendiente (topografía) y el uso de suelo son factores que afectan directamente la erosión. Dentro de este conjunto, el uso de la tierra es el factor más importante, y en particular los sitios en construcción representan la actividad más devastadora (Garcia-Chevesich, 2015).

Considerando que el suelo es uno de los recursos naturales más importantes es que resulta de gran importancia estudiar y evaluar los procesos erosivos, como así también las variables que en ellos intervienen. En el presente trabajo, por medio de la aplicación de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE, por sus siglas en inglés) y herramientas de Sistema de Información Geográfica (SIG), se evaluó la erosión hídrica de una cuenca que presenta un creciente avance urbanístico en la zona serrana de la provincia de Córdoba.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio:

El área de estudio corresponde a la cuenca Arroyo La Cañada - La Lagunilla, la cual posee una superficie de 277 km² y se encuentra ubicada dentro del departamento Santa María, en la provincia de Córdoba, Argentina (Figura 1).

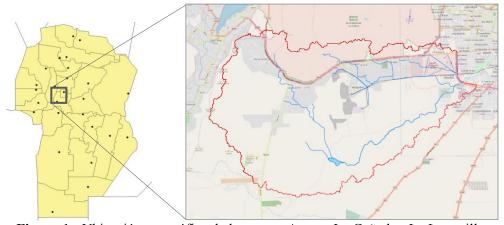


Figura 1.- Ubicación geográfica de la cuenca Arroyo La Cañada - La Lagunilla.

Basándonos en la caracterización de Agencia Córdoba D.A.C y T- dirección de Ambiente-2003-, en dicha cuenca existen diferentes microclimas debido a la topografía y otros elementos, presentando en general temperaturas alrededor de los 35 °C en épocas de verano y alcanzar los 5 °C en épocas invernales, en cuanto al régimen de precipitaciones, el mismo es de tipo monzónico concentrándose en los meses de verano (Octubre- Marzo).

En lo que respecta a la vegetación, esta región pertenece al distrito Chaqueño Serrano (Cabrera, 1976) donde la misma se distribuye a lo largo de un gradiente altitudinal, destacándose en el estrato arbóreo ejemplares tales como quebracho blanco, algarrobo blanco, tala, entre otros, en el estrato arbustivo encontramos, espinillo, aromitos, piquillín y en el estrato herbáceo algunas de las especies presentes son, bromeliáceas, trepadoras, como así también existen epifitas y hemipáracitas.

En relación a las características edáficas, la variedad de suelos presentes, son el resultado de las diferencias que hay en cuanto al relieve, posición del paisaje, material original y clima. Encontrándose en general, suelos de escaso desarrollo, que según la clasificación Soil Taxonomy (SSS-USDA 1975-1999) que utiliza el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) en su atlas de suelo (2006), a nivel de sub grupo, podemos mencionar la presencia de suelos pertenecientes al orden Entisoles, dentro de este al sub grupo Ustorthen Litico Paraliticos. Por otro lado, se presentan suelos del orden Molisol, los cuales se caracterizan por ser un poco más desarrollados y en los que identificamos los sub grupos Argiustoles y los Haplustoles entico.

La cuenca nace en la vertiente oriental de la Sierra Chica, y desagua en el río Primero o Suquía, en el área central de la ciudad de Córdoba. El sistema en la zona de recarga de la sierra cañadas, desaguan en una laguna permanente: La Lagunilla, que actúa como nivel de base temporario. Superado este umbral temporario los caudales derivan en dirección a la Ciudad de Córdoba (Barbeito, 2006).

Desde el punto de vista del uso y valor de la tierra se observa que en el último decenio se han asentado una multiplicidad de emprendimientos inmobiliarios privados, que van desde torres plurifuncionales a barrios cerrados. A lo largo del recorrido del arroyo también están asentados emprendimientos privados extractivos, cultivos contaminantes que afectan directamente al recurso natural (Peralta y Liborio, 2011).

Metodología

En principio se analizó el comportamiento de cada factor que interviene en la formula USLE, y luego la erosión potencial, como producto de los factores R, K y LS. En segunda instancia se realizó un análisis sobre el cambio de uso de suelo que se produjo en la cuenca en el tiempo comprendido entre 1986 y 2016.

Ecuación Universal de Pérdida de Suelo:

La Ecuación Universal de Pérdida de Suelo, desarrollada por Wischmeier y Smith (1965), es una metodología empírica que pretende interpretar los mecanismos erosivos por sus causas y efectos (Almorox Alonso et al., 1994). Este método es muy conocido y permite cuantificar sencillamente la erosión hídrica, en términos de pérdida de suelo, mediante la expresión:

$$A = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P \tag{1}$$

Siendo A la pérdida de suelo, R el factor de erosividad por precipitación pluvial, K la erodibilidad del suelo, L el factor de longitud de pendiente, S el factor de gradiente de pendiente, C el factor de cobertura y manejo de suelo y P el factor de prácticas de conservación. Las dimensiones de A son ML⁻²T⁻¹, sus unidades depende de las unidades de los factores R (LFL/L²TT) y K (ML²T/L²LFL), los demás factores son adimensionales.

La Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, 1980) desarrolló una clasificación de pérdida de suelo que se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1.- Categorías de la pérdida de suelo (Fuente: FAO, 1980).

Categoría	Pérdida de Suelo [tn/ha/año]
Ninguna a ligera	< 10
Moderada	10 a 50
Alta	50 a 200
Muy Alta	> 200

En primera instancia se determina y analiza la erosión hídrica potencial que ocurre en la capa más superficial del suelo de la cuenca. Esta representa la tasa máxima de pérdida de suelo y corresponde a un suelo totalmente desprovisto de cobertura vegetal (C=1)

y sin prácticas de conservación (P=1). Luego, con el fin de determinar en forma aproximada la erosión hídrica actual del sector más comprometido de la cuenca, se realiza una estimación porcentual del cambio de uso de suelos, mediante el análisis de imágenes Landsat 5 y 8 en un rango comprendido entre los años 1986-2016.

Los factores fueron obtenidos según los métodos descriptos a continuación.

Factor R:

Es el resultado del producto de dos características de la lluvia: la energía cinética y la intensidad máxima durante 30 minutos. El cálculo es complejo, pero en este se decidió estimar el factor R mediante la relación que encontró Gaitan *et al.*, (2017) entre la precipitación media anual (PMA) y la erosividad de las lluvias para 75 localidades del país.

$$R = 0.2266 \times PMA^{1,1289}$$
 [2]

Con R en MJ.mm/ha.h.año y PMA en mm.

Teniendo en cuenta la escasa o inexistente información hidrometeorológica disponible en el área de estudio, se destaca la importancia de estudiar y buscar nuevas herramientas de estimación de datos de precipitaciones a nivel de cuenca, tal como la información remota registrada por satélites, que a priori presenta un gran potencial.

En noviembre de 1997 comenzó la misión satelital TRMM (por sus siglas en inglés de la Misión Tropical de Medición de Precipitaciones) desarrollada en forma conjunta entre la NASA y la agencia japonesa de exploración aeroespacial: JAXA, con el fin de estudiar las precipitaciones para investigaciones climatológicas. La misión TRMM finalizó en Abril del año 2015 y se da continuidad a través de un nuevo satélite denominado GPMCO ofreciendo información para la investigación y mejora del conocimiento sobre el clima y las precipitaciones. (Fuente: NASA. Precipitation Measurement Missions, 2018).

En general, los valores de lluvia estimados a través de satélites presentan errores de distinto tipo y por distintas causas (Semiere et al., 2012). A pesar de estas consideraciones generales, es conveniente que dicha variable se valide según el objetivo de estudio y la metodología que será implementada. En este caso se utilizó para estimar el valor de la PMA, la cual será comparada con los valores de la región, para validar su utilización.

Factor K

La erodabilidad es la respuesta que presenta el suelo ante una determinada fuerza o mecanismo erosivo, ya sea por efecto cortante o por el impacto de la gota de lluvia; es decir que representa la susceptibilidad del suelo al ser erosionado. El factor K de la USLE expresa la pérdida de suelo cuantificada por unidad de erosividad en parcelas estándar (Almorox Alonso *et al.*, 1994).

Para determinar dicho factor, se propuso implementar la ecuación de Wischmeier *et al.*, (1971), en la cual se contempla cinco parámetros físicos del suelos.

$$100 K = [2,71 \cdot 10^{-4} T^{1,14} (12 - MO)] + 4,2(E - 2) + 3,2(P - 3)$$
 [3]

Donde K es expresado en (t.m².h)/(ha.hJ.cm),T es un parámetro de textura, MO es porcentaje de materia orgánica, E corresponde a un parámetro de estructura y P es un parámetro de permeabilidad. T se obtiene mediante la ecuación 4 mientras E y P a partir de las Tablas 2 y 3, respectivamente.

$$T = [(100 - \%AC) \cdot (\%L + \%Armf)]$$
 [4]

siendo L + Armf el porcentaje de limo más arena fina y AC el porcentaje de arcilla.

Tabla 2.- Valores del parámetro estructura para el cálculo del factor K (Fuente: Wischmeier *et al.*, 1971).

Pai	Parámetros de estructura para los 15-18 cm superficiales							
1 Granulometría muy fina < 1 n								
2	Granulometría fina	1 – 2 mm						
3	Granulometría media a gruesa	2 – 5 mm; 5 – 10 mm						
4	Laminar, maciza y cúbica							

Tabla 3.- Valor del parámetro permeabilidad para el cálculo del factor K (Fuente: Wischmeier *et al.*, 1971).

Parán	Parámetros de permeabilidad referido a todo el perfil (cm/h)							
1	1 Rápida a muy rápida							
2	Moderadamente rápida	6,2 – 12,5						
3	Moderada	2 – 6,2						
4	Moderadamente lenta	0,5-2						
5	Lenta	0,12-0,5						
6	Muy Lenta	< 0,12						

Al no contar con mediciones in situ de dichos parámetros en la cuenca, los valores de los mismos se obtuvieron en base a los datos del Atlas de Suelos (INTA, 2006). De allí se obtienen los perfiles representativos de cada una de las unidades cartográficas presentes en la cuenca (Figura 2), y los datos analíticos para determinar el K en cada una de ella (parámetros indicados en la Tabla 4).

La unidad cartográfica simbolizada con la letra M, no presenta registros en cuanto a su perfil, por lo que se optó por tomar los datos correspondientes a la unidad cartográfica MNen-6.

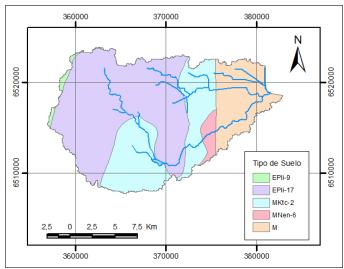


Figura 2.- Mapa de Unidades Cartográficas (Fuente: INTA, 2006).

Tabla 4.- Características y valores analíticos de las unidades cartográficas (Fuente: INTA, 2006).

Unidad cartográfica	Perfil representativo	Tipo de suelo	Horizo nte	Profundida d (cm)	Materia Orgánica (%)	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena muy fina (%)
EPli-9	113	Ustorthent lítico paralítico	A	0-11	4,1	12,1	22	12,8
EPli-17	113	Ustorthent lítico paralítico	A	0-11	4,1	12,1	22	12,8
MKtc- 2	19	Argiustol típico	A	0-24	2,8	31,1	63,2	4,3
	55	Haplustol éntico	A	0-24	1,9	16	54,5	27
MNen- 6	56	Haplustol éntico	A	0-23	1,9	16,7	68,7	15,4

Factor LS

Tanto la longitud de la pendiente (L) como el gradiente de la pendiente (S), son los factores topográficos y establecen la influencia del relieve en la erosión. L es la proporción de pérdida de suelo en el largo de la pendiente específica con respecto a un largo de la pendiente estándar (22,13 m). El factor S corresponde a la proporción de pérdida de suelo de una superficie con una pendiente específica y con respecto a aquella en la pendiente estándar es de 9%, considerando estándar el resto de los ítems

La Ecuación original para el cálculo del factor LS de Wischmeier y Smith (1996) fue desarrollada para su aplicación en parcelas de largo estándar y pendientes constantes. Para aplicar en cuencas es necesario incorporar las diferencias topográficas que presentan y su impacto en la acumulación y convergencia de flujo (Moore y Burch, 1986; Desmet y Govers 1996). Los modelos digitales de elevación (DEM, por sus siglas en Ingles) representan las cotas de terreno y permiten realizar análisis espaciales fácilmente. Su uso permitió modificar dicha ecuación original incorporando las diferencias espaciales. En este trabajo fue estimado a partir del algoritmo propuesto por Desmet y Govers (1996).

$$L = \frac{[A+D^2]^{m+1} - A}{X^m + D^{m+2}(22,13)^2}$$
 [5]

Donde A es el área de contribución de una celda, D el tamaño de la cuadrícula de la celda, X el valor de la dirección del flujo y m el coeficiente de pendiente.

Para evaluar el factor S se utilizó el método propuesto por McCool et al. (1989) en el que:

$$S = 10.8 \sin \theta + 0.03 \sin \theta < 0.0896$$
 [6]

Donde θ es la pendiente de la celda.

Ambos factores fueron desarrollados a partir del Modelo Digital de Elevación (DEM, por sus siglas en inglés) de la cuenca. Este DEM, de 30 m de resolución, fue obtenido de la base del Instituto Geográfico Nacional (IGN), conseguido a través de la misión SRTM.

Cambio de uso de suelo

El análisis temporal del uso de suelo de la cuenca se realizó a partir de imágenes satelitales Landsat 5 y 8. Estas imágenes corresponden a los años 1986, 1996, 2006 y 2016. La identificación de los distintos tipos de suelos se realizó en base a la clasificación supervisada con herramientas de programa SIG.

RESULTADOS

Del análisis de los factores que intervienen en la fórmula USLE se observó:

Factor R

Se estimó para la cuenca a través de TRMM una PMA de 840 mm, el cual se condice con los valores históricos de precipitación registrados por el Servicio Meteorológico Nacional en las estaciones Córdoba Observatorio y Córdoba Aeropuerto durante el periodo 1981-2010. Luego aplicando la ecuación 2, R = 454,09 MJ.mm/ha.h.año.

Factor K

. En términos generales podemos ver que los valores más altos del factor K (Figura 3), corresponden al área donde se localizan los suelos que presentan textura intermedia y bajo contenido de materia orgánica, como es el caso de las unidades cartográficas MNen-6, con un valor de K de 0,74 y continua la unidad MKtc-2 cuyo valor alcanza a 0,46. En el caso de las unidades cartográficas EPli-9 y EPli-17, se asocian al área de la cuenca donde K asume un valor de apenas 0,22. Si bien en dicha zona se presentan las valores más elevados del factor LS (Figura 4), estos suelos presentan textura más gruesa, lo que facilita el proceso de infiltración y al contar con valores más elevados de materia orgánica (la cual favorece la formación de agregados del suelo y por ende contribuye a mejorar su estructura), otorga mayor estabilidad de esos agregados ante el impacto de las gotas de lluvia.

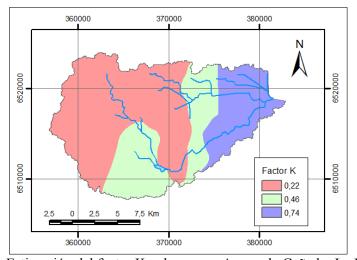


Figura 3.- Estimación del factor Ken la cuenca Arroyo la Cañada- La Lagunilla.

• Factor LS

Con el DEM de la cuenca y el empleo de herramientas SIG se obtuvieron los factores topográficos por separado y en conjunto, cuyo resultado se muestra en la Figura 4. Como se observa, un LS elevado está asociado con los niveles donde se presentan las pendientes más pronunciadas, lo que se corresponde a la vertiente oriental de Sierra Chica y en Sierra de Malagueño, y un valor bajo a las zonas de planicie. En este caso, los valores obtenidos son de 0,03 y 14,30 para las zonas bajas y altas, respectivamente.

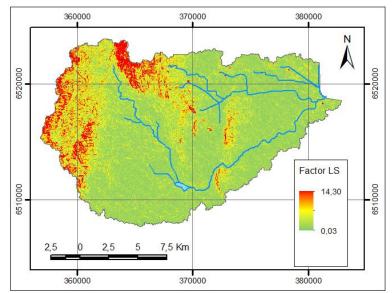


Figura 4.- Estimación del factor LS en la cuenca Arroyo la Cañada- La Lagunilla.

La superposición de mapas permite la identificación de áreas con determinadas características. Al realizar el producto de los factores de la fórmula USLE, mediante la superposición de las capas temáticas, se obtuvieron valores porcentuales aproximados de la erosión potencial que presenta la cuenca de estudio y su correspondiente mapa representativo.

Se pudieron identificar cuatro categorías según el grado de intensidad de pérdida de suelo (FAO, 1980). El 44% del área de la cuenca presentaría un grado leve de erosión potencial, mientras que un 52% presentaría una erosión moderada comprendida entre las 10 y 50 tn/ha/año. Cabe destacar que el 3% del área estaría expuesta a un alto grado de erosión, y solo el 0,009% de la misma manifiesta un grado muy alto de erosión. En la Figura 5 se muestra la distribución espacial de los grados de erosión potencial observados.

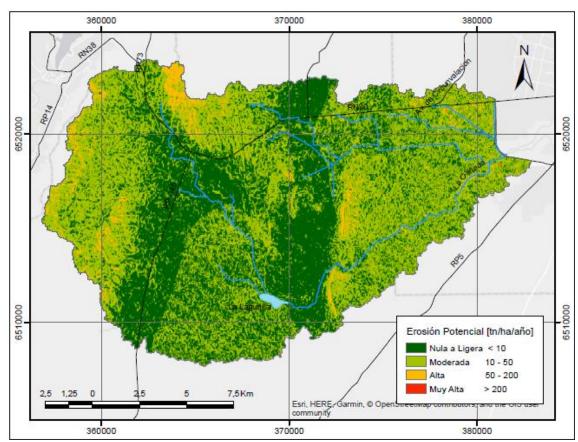


Figura 5.- Estimación de la erosión potencial en la cuenca Arroyo la Cañada- La Lagunilla.

En relación al cambio de uso de suelo, en la Tabla 4 se muestra, el análisis temporal de imágenes satelitales Landsat 5 y 8. Tal como podemos observar, el área correspondiente al sector agropecuario e industrial, se han mantenido constantes en el lapso de tiempo comprendido. Los cambios más significativos se observaron en el área de conservación ecológica, la cual habría disminuido. Esto podría tener su causa en el aumento del área urbana sobre dicha área.

Tabla 4.- Análisis cambio de uso del suelo en la cuenca Arroyo La Cañada- La Lagunilla (1986-2016)

Año	Uso de Suelo [%]								
	Conservación ecológica	Agropecuario	Urbano	Industrial					
1986	53	42	4	1					
1996	50	43	5	1					
2006	49	43	7	1					
2016	43	43	13	1					

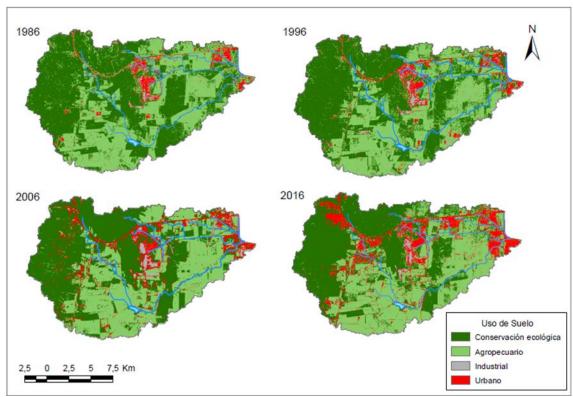


Figura 6.- Comparación uso del suelo en la cuenca Arroyo la Cañada- La Lagunilla. (1986-2016).

Al realizar una comparación entre las figura 5 y 6, podemos observar que el área correspondiente a la conservación ecológica presenta una erosión potencial de moderada a alta.

CONCLUSIONES

Por medio de la aplicación de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) y mediante herramientas del Sistema de Información Geográfica (SIG), se pudo obtener una aproximación de los factores que intervienen en la estimación de la erosión potencial.

En general se observó que la cuenca Arroyo la Cañada - La Lagunilla está expuesta a una condición de erosión potencial entre ligera y moderada. El 96% de la cuenca presenta esta condición con pérdidas de suelo menor a 50 tn/ha/año. En base a esto y a los cambios de uso de suelo observados, sobretodo en el área de conservación ecológica, se plantea en un futuro estudio, realizar una estimación de la erosión actual en dicha cuenca, contemplando parámetros de cobertura vegetal y prácticas de conservación.

BIBLIOGRAFIA

Almorox Alonso, J., De Antonio García, R., Saa Requejo, A., Díaz Alvarez, M.C., Gascó Montes, J.M. (1994). *Métodos de Estimación e la Erosión Hídrica*. Editorial Agrícola Española, S.A.

Agencia Córdoba D.A.C Y T. Dirección de ambiente, 2003. *Regiones naturales de la provincia de Córdoba*. Gobierno de la provincia de Córdoba, marzo del 2003. P.29-37

Barbeito, O. (2006). Cartografía del riesgo hídrico de la provincia de Córdoba. Programa BID 1287/OC-AR

Cabrera A. L. 1976. "Regiónes fitogeográficas argentinas". Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería. Fascículo 1, tomo II, segunda Edición. Editorial ACME S.A.C. T.

Desmet, P.J.J., Govers, G. (1996). "A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units". Journal of Soil and Water Conservation 51(5):427-433 **Ellison, W. D.** (1947). *Soil Erosion*. Soil Sci. Soc. Am Proc., Madison, 12: 479-484.

FAO (1980). Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos. Roma, Italia. 86 p. Gaitán, J., Navarro, M.F., Tenti Vuegen, L., Pizarro, M.J., Carfagno, P., Rigo, S. (2017). Estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica en la República Argentina. 1º Edición. Ediciones INTA. Buenos Aires.

Garcia-Chevesich, P.A. (2015). Control de la Erosión y Recuperación de Suelos Degradados. Outskirts Press. Estados Unidos.

Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) EEA Manfrédi; Agencia Córdoba Ambiente. (2006). Recursos Naturales de la Provincia de Córdoba. Los suelos. Nivel de Reconocimiento 1:500.000. Córdoba, Argentina.

McCool, D. K., G. R. Foster, C. K. Mutchler, and L. D. Meyer. (1989). "Revised slope length factor for the Universal Soil Loss Equation". Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 32(5):1571-1576.

Moore, I.D., Burch, G.J. (1986). "Modelling erosion and deposition: topographic effects". Transactions of the American Society of Agricultural Engineers 29: 1624-1630.

NASA. Precipitation Measurement Missions. 2018. Sitio web: http://pmm.nasa.gov/GPM

Peralta, C., Liborio, M.G. (2011). "Evaluación de las transformaciones territoriales y del proceso de urbanización. El caso de la cuenca La Lagunilla – La Cañada". Cuarto Seminario sobre Políticas Urbanas, Gestión Territorial y Ambiental para el Desarrollo Local. Resistencia, Chaco.

Semiere F. A., Mohd –Mokhtar R., Ismail W., Mohamad N. and Mandeep, J.S. (2012). "Ground validation of space-borne satellite rainfall products in Malasya". Advances In Space Research 50: 1241-1249.

Servicio Meteorológico Nacional. Estadísticas Climáticas Normales. Sitio web: http://www.smn.gob.ar **Wischmeier, W. H., and Smith, D. D.** (1965). "Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains". Agr. Handbook No. 282, U.S. Dept. Agr., Washington, DC.

Wischmeier, W.H., Johnson, C.B., Cross, B.V. (1971). "A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites". Journal of Soil and Water Conservation 26: 189-193.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

DETERMINACIÓN DE LA DISPONIBILIDAD HÍDRICA PARA USOS MÚLTIPLES DEL SISTEMA INTEGRAL LAGUNILLAS EN EL ALTIPLANO PERUANO, BAJO LAS CONDICIONES DE CAMBIO CLIMÁTICO

Isidro A. Pilares^{1,2,3}, Roberto Alfaro¹

- 1) Departamento de Ingeniería Agrícola, Universidad Nacional del Altiplano Puno, Perú, ralfaro@unap.edu.pe 2) Escuela Profesional de Ingeniería Civil, Universidad Andina Néstor Cáceres Velásquez Juliaca, Perú
 - 3) Doctorando en Recursos Hídricos Universidad Agraria La Molina Lima, isidro050854@hotmail.com.

RESUMEN:

El objetivo de la investigación es el de establecer un modelo para evaluar la disponibilidad hídrica de la unidad hidrográfica del río Cabanillas (2,845 km2) perteneciente al Lago Titicaca en el Altiplano peruano para diferentes escenarios de cambio climático regionalizado. En la modelación hidrológica de la disponibilidad hídrica regulada de la cuenca del rio Cabanillas utilizando el modelo WEAP para evaluar el comportamiento de la mencionada disponibilidad para el sistema integral de Lagunillas considerando los efectos del cambio climático del escenario actual y futuro sobre el sistema de almacenamiento y demandas de agua. Se usaron los escenarios climáticos regionalizados de tres (3) modelos globales: CANESM2, CNRM-CM5 y MPI-ESM-MR; y dos (2) escenarios de emisión: un escenario intermedio, RCP 4.5; y un escenario pesimista, RCP 8.5. El modelo se construyó en base a un escenario futuro proyectado para el año 2099. Los resultados indican que solo se satisface el 80% de la demanda; sin embargo, el cambio climático ejerce un efecto positivo sobre los aportes hídricos, el cual se manifiesta en un incremento del 15% a 20% de la disponibilidad hídrica para el Sistema Integral de Lagunillas en todos los escenarios, destacándose los de CANESM2-RCP4.5 y CANESM2-RCP8.5.

PALABRAS CLAVE: Disponibilidad Hídrica, Cambio Climático, WEAP, Demanda de Agua

ABSTRACT:

The objective of the research is to establish a model to evaluate the water availability of the hydrographic unit of the Cabanillas River (2,845 km2) belonging to Lake Titicaca in the Peruvian Altiplano for different scenarios of regionalized climate change. For the hydrological modeling of the regulated water availability of the Cabanillas river basin, the WEAP model was used to evaluate the behavior of the availability for the Lagunillas integral system considering the effects of climate change of the current and future scenario on the storage system and water demands. The regionalized climate scenarios of three (3) global models were used: CANESM2, CNRM-CM5 and MPI-ESM-MR; and two (2) emission scenarios: an intermediate scenario, RCP 4.5; and a pessimistic scenario, RCP 8.5. The model was constructed based on a future scenario projected for the year 2099. The results indicate that only 80% of the demand of the studied hydrographic unit is satisfied; however, climate change has a positive effect on water inputs, which is manifested in an increase of 15% to 20% in water availability for the Integral System of Lagunillas in all scenarios, notably those of CANESM2-RCP4. 5 and CANESM2-RCP8.5.

KEYWORDS: Disponibilidad Hídrica, Cambio Climático, WEAP, Demanda de Agua.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático y la actividad humana (irrigación, abastecimiento de agua potable, industrias), son los factores más importantes en la disponibilidad del recurso hídrico en una cuenca (Zhou et al., 2018), siendo el recurso hídrico en el Perú y el mundo cada vez más escasa, debido a múltiples factores (UNESCO-WWAP, 2003). El Perú ha sido reconocido como un país vulnerable a los efectos nocivos del cambio climático, pues presenta siete de las nueve características de vulnerabilidad definidos (MINAM, 2010), lo cual refleja un alto grado de exposición a las amenazas dado que en el desarrollo urbano y de la agricultura que a la fecha no se contempla los riesgos climáticos a los cuales se podrían ver afectados. El Proyecto Integral Lagunillas es uno de los proyectos hidráulicos más importantes del Sur del Perú, que posibilitará la incorporación al riego de 30,844.00 has distribuidos en diez (10) sectores de riego, con las aguas reguladas del río Ichocollo en el embalse Lagunillas y afluentes del río Cabanillas. El esquema hidráulico del Sistema Integral Lagunillas (SIL), figura 2, comprende un embalse de almacenamiento en la laguna Lagunillas, ya construido y en operación, y diferentes sistemas de captación, conducción y distribución de agua en proceso de implementación, que permitan el riego de los distintos sectores (PELT, 2017).

Una de las formas de demostrar los cambios en la disponibilidad del recurso hídrico es bajo escenarios de emisiones de Modelos Climáticos Globales (MCG) (Lujano, Hidalgo, Diaz, Tapia, & Lujano, 2016) para acoplar a un modelamiento hidrológico con software para evaluación y planeación del agua, por lo que en este trabajo se aplicó el modelo WEAP (Sieber & Purkey, 2015), que es un modelo capaz de realizar escenarios futuros a partir de un escenario actual de disponibilidad, con el ingreso de datos climáticos, caracterización de la cuenca, cobertura vegetal y validación y calibración del modelo entre otros de interés, como lo analizaron en aspectos agrícolas (Ahmadaali, Barani, Qaderi, & Hessari, 2018), relacionando la incertidumbre socioeconómica (Bhave, Conway, Dessai, & Stainforth, 2018), impacto de la operación de reservorios (Ngo, Masih, Jiang, & Douven, 2016), aplicación del dowscaling (Olsson et al., 2017).

En la región Rheraya, Marruecos, Rochdane, Reichert, Messouli, Babqiqi, and Khebiza (2012), muestran incremento en la temperatura de aproximadamente 2-3 ° C y una reducción en la precipitación del 40-60% con respecto a la línea de base, existirá una mayor competencia por las aguas superficiales, y que las demandas domésticas, turísticas, ganaderas y agrícolas no se cumplirán para el año 2100, analizando estrategias de adaptabilidad. Asimismo, (Lu, Ge, Yonggiang, & Hong, 2015) en el norte de China, indican que la construcción de más embalses puede aliviar la escasez actual de agua y los problemas de agotamiento del agua subterránea. Sin embargo, esta opción no es necesariamente la medida más efectiva para resolver problemas de suministro de agua; en cambio, mejorar la eficiencia del riego y cambiar la estructura de cultivo puede ser más efectivo. Maliehe and Mulungu (2017) evaluaron dos escenarios, Primero para el escenario de referencia, las demandas industriales de Metolong de 1.46 Mm3 y las demandas ambientales de 2.29 Mm 3 no se cumplieron. En segundo lugar, para el escenario de la expansión del riego, el aumento de la tierra de riego por 12.3%, un total de 4.44 Mm3 no se cumplieron las exigencias (cuentas de riego para el 65.65% de la insatisfecha). Por lo tanto, el estudio recomienda un plan de riego para la cuenca. El plan de riego debe incluir: sistemas de riego diseñados para el sitio, estaciones meteorológicas y una asociación de irrigadores con expertos que forman parte del consejo.

López-García, Manzano, and Ramírez (2017) realizaron una modelación con el programa WEAP para determinar el impacto de los escenarios de cambio climático RCP 4.5 y 8.5 en los recursos hídricos en el periodo 2015-2030 en el Valle de Galeana, Nuevo León, México, cuyos resultados muestran que la situación del acuífero con escenarios de cambio climático y con el uso actual del agua es crítica, pues en ambos escenarios analizados se tendrían afectaciones importantes en el acuífero a partir de 2015, ocurriendo un mínima recarga hacia el acuífero de 0.96 y 1.5% con respecto a su capacidad total durante los meses de lluvia típicos (agosto y septiembre, respectivamente). Considerando el escenario de adaptación de cambio en sistemas de riego, se

espera una ligera recuperación a partir del año 2023, alcanzando un máximo de recarga de 3.11 Mm3 en temporada de lluvia.

Al igual que Ahmadaali et al. (2018) mencionan el lago Urmia, como un lago hiper salino y muy poco profundo, ubicado en el noroeste de Irán, tiene reducciones de nivel de agua de aproximadamente 40 cm cada año en las últimas dos décadas. Los resultados muestran que los valores más altos de los índices de sostenibilidad ambiental y sostenibilidad agrícola están relacionados con el escenario de combinar el cambio del patrón de cultivo con la mejora de la eficiencia total de riego en el escenario de emisiones B1 (B1S4).

En la presente investigación se pretende validar y calibrar los parámetros del modelo hidrológico WEAP, para determinar la incidencia de la disponibilidad hídrica en la cuenca del rio Cabanillas. Así como analizar el efecto del Cambio Climático sobre la disponibilidad hídrica para la producción agrícola y el abastecimiento de agua potable para la cuenca del rio Cabanillas.

METODOLOGIA

Materiales e información básica

Para simular la demanda de agua total futura el modelo WEAP ha utilizado la información cartográfica procesada por un Sistema de Información Geográfica (SIG), a fin de obtener las áreas de cuencas y otras características de las mismas. La cuenca del río Cabanillas, se ubica al sur del Perú, en el altiplano de la Región de Puno, ver figura 1; y tiene una extensión de aproximadamente 2,844.63 km2, 337.70 km de perímetro, y altitudes máxima y mínima de 4,750 y 3,950 msnm, respectivamente.

El río Cabanillas es resultado de la unión de los ríos Verde y Cerrillos, este último de régimen regulado por la presa Lagunillas. El río Cerrillos es el efluente del embalse Lagunillas y el río Ichocollo el principal afluente, inicialmente este río toma los nombres de Orduña y Borracho. El río Verde es formado por los ríos Paratía y Jarpaña, este último inicialmente toma el nombre de Quillisani, tal como se muestra en el esquema hidráulico de la figura 2. La presa Lagunillas permite almacenar los recursos hídricos de aproximadamente 650.2 km2, para atender las demandas hídricas de uso agrícola para los diez (10) sectores de riego existentes, así como las demandas de uso poblacional, ecológica, industrial y minera, a todo esto, en conjunto se le denomina Sistema Integral Lagunillas (PELT, 2017).

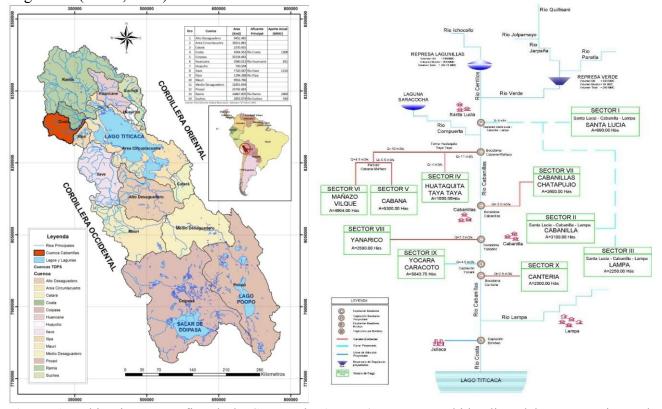


Figura 1.- Ubicación geográfica de la Cuenca de Figura 2.- Esquema hidráulico del proyecto integral

Cabanillas Lagunillas

Las estaciones pluviométricas en la cuenca del Cabanillas, Tabla 1, son zonas en la que se presentan precipitaciones entre las cotas del punto objetivo y las cotas más elevadas, (SENAMHI, 2018).

Tabla 1.- Estaciones pluviométricas utilizadas

Estacion	Cuenca	Tipo	Latitud	Longitud	Altitud
Crucero Alto	Coata	PLU	15°46'01.00	70°55'01.00	4470msnm
Hacienda	Tambo	PLU	15°39'00.00	70°53'00.00	4380msnm
Colini					
Jarpaña	Coata	PLU	15°34'00.00	70°43'00.00	4250msnm
Lagunillas	Coata	CO	15°46'02.10	70°39'32.40	3970msnm
Pampahuta	Coata	CO	15°29'00.70	70°40'32.80	4400msnm
Paratia	Coata	PLU	15°27'00.00	70°36'00.00	4300msnm
Santa Lucia	Coata	PLU	15°42'00.00	70°36'00.00	4050msnm

La demanda hídrica del Sistema Integral Lagunillas comprende: a) uso poblacional de las ciudades Puno, Juliaca y Lampa, b) ampliación de la frontera agrícola, c) desarrollo industrial - minero y d) demanda ecológica del Sistema Integral Lagunillas, el cual representa una demanda total de 643.674 hm³ año⁻¹, de los cuales el uso agrícola representa el 79.40% de la demanda hídrica total del sistema, información presentada en la tabla 2 (PELT, 2017).

Tabla 2.- Demanda Hídrica total proyectada del Sistema Integral Lagunillas

									\sim		_						
DEMANDA		UNIDAD	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC	MEDIA	TOTA	٩L
DEMANDA		UNIDAD	31	28	31	30	31	30	31	31	30	31	30	31	(m3/s)	(hm3)	(%D)
Poblacional:	Dp	m^3s^{-1}	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500	1.500		
Puno, Juliaca y Lampa		Mm ³	4.018	3.629	4.018	3.888	4.018	3.888	4.018	4.018	3.888	4.018	3.888	4.018		47.304	7.3
2. Agricola: SIL	Da	m ³ s ⁻¹	14.012	7.896	7.959	12.634	11.764	11.310	10.717	8.918	11.123	17.110	20.889	20.567	12.908		
2. Agricola. SIL		Mm ³	47.022	23.934	26.709	41.030	39.478	36.729	35.965	29.927	36.122	57.422	67.838	69.018		511.193	79.4
3. Ecologica: SIL	De	m ³ s ⁻¹	2.263	2.505	2.263	2.338	2.263	2.338	2.263	2.263	2.338	2.263	2.338	2.263	2.308		
5. Ecologica. SIL		Mm ³	6.060	6.060	6.060	6.060	6.060	6.060	6.060	6.060	6.060	6.060	6.060	6.060		72.720	11.3
4 Industrial Minara	Dim	m^3s^{-1}	0.395	0.395	0.395	0.395	0.395	0.395	0.395	0.395	0.395	0.395	0.395	0.395	0.395		
4. Industrial, Minero		Mm ³	1.058	0.956	1.058	1.024	1.058	1.024	1.058	1.058	1.024	1.058	1.024	1.058		12.457	1.9
Total Sistema Integral Lagunillas (SIL)	D	m^3s^{-1}	18.170	12.296	12.117	16.867	15.922	15.543	14.875	13.076	15.356	21.268	25.122	24.725	17.111		
		Mm ³	58.158	34.578	37.845	52.001	50.613	47.701	47.101	41.063	47.094	68.557	78.810	80.154		643.674	100.0

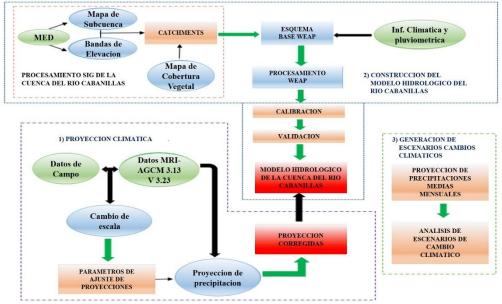


Figura 3.- Esquema Metodológico usado en la Investigación

Metodos

La Figura 3, nos muestra un esquema que resume la metodología empleada, donde pueden diferenciarse tres grandes procesos realizados.

a) Proceso de modelamiento hidrológico usando el modelo WEAP.

- b) Proceso de proyecciones climáticas.
- c) Proceso de generación de escenarios de cambio climático.

Los dos primeros procesos se realizaron de manera independiente; luego se al tercero.

2.1. Modelamiento hidrológico WEAP

Se utilizó el sistema de modelamiento hidrológico Water Evaluation and Planning (WEAP), que posee una interfaz gráfica basada en SIG de la cuenca con el procesamiento:

2.1.1. Mapa de subcuencas

Se obtuvo a partir del Modelo de Elevación Digital (MED) ASTER GDEM 2 con resolución espacial de 30 m. se obtuvieron numerosas subcuencas, las cuales fueron agrupadas en unidades más amplias, en torno a los principales ríos de la cuenca, a fin de simplificar su modelamiento hidrológico (CCG-UC & SEI, 2009). Se definieron 22 subcuencas, siendo la subcuenca del río Verde y la subcuenca del río Cerrillos (Lagunillas) las más importantes de la Cuenca del Rio Cabanillas.

4.1.2. Mapa de bandas de elevación

El mapa de bandas de elevación se obtuvo a partir del Modelo de Elevación Digital (MED) ASTER GDEM 2 con resolución espacial de 30 m. La cuenca fue dividida en rangos o bandas de elevación, reclasificando el MED de la cuenca de manera conveniente en 15 rangos

2.1.3. Mapa de vegetación y uso de la tierra

La información digitalizada de la cobertura vegetal de la cuenca elaborada para el Proyecto Especial Lago Titicaca (GRP, 2015), fue agrupada de acuerdo a criterios de clasificación que permitieron representar sus tipos de cobertura más representativa, lo cual permitió simplificar el modelo, a fin de reducir los tiempos en su desarrollo y calibración (CCG-UC & SEI, 2009).

Intersectando los mapas de subcuencas y de bandas de elevación, la cuenca quedó dividida en 22 catchments, los cuales fueron denominados usando como prefijo el código correspondiente a la cuenca de origen.

Posteriormente, cada catchment fue subdividido en sub catchments de acuerdo a su tipo de cobertura, intersectando los mapas catchments y de cobertura reclasificada. Luego de esto se calcularon las áreas de cada uno de los elementos y se procedió a la creación del esquema base dentro de WEAP, a fin de iniciar el modelamiento hidrológico.

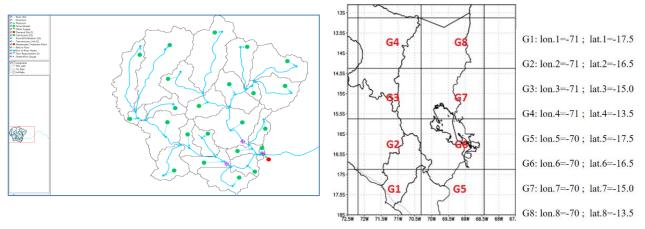


Figura 4.- 22 subcuencas y red hídrica obtenido **Figura 5.-** Coordenadas para cada punto de grillas por WEAP

Tabla 3.- Áreas y perímetros de subcencas del modelo

Subcuenca	GridID	Area	Perimetro
SC0	1696	185.823	89.134
SC1	1710	233.195	112.854
SC2	1729	116.748	90.988
SC3	1731	123.418	69.306
SC4	1735	87.765	60.967

2.2. Provecciones climáticas

Se utilizó las proyecciones climáticas como punto de partida para definir escenarios climáticos. Se obtuvo información de escenarios para Puno usado en (MINAM, 2016). De ello se utilizó el modelo de mejor comportamiento el HadGEM-ES de precipitación para la región Puno, obteniendo información con las coordenadas para cada una de las grillas, (SENAMHI, 2018), para el periodo 2005-2099, como se muestra en la Figura 5.

Los Modelados utilizados son de Circulación General (MCG), que son escenarios regionalizados de 3 modelos globales (CANESM2, CNRM-CM5 y MPI-ESM-MR) y 2 escenarios de emisión (un escenario intermedio: RCP 4.5; y un escenario pesimista: RCP 8.5) danto un total de 6 escenarios posibles, basados en (SENAMHI, 2014). En la Tabla 4 se dan los escenarios climáticos para los periodos presente, histórico y futuro.

Tabla 4	Escenarios	climaticos	para los	periodos	presentes.	, históricos	y futuros.

Escenarios Climáticos	Periodo	Código
Data presente (observada)	Histórico 1956 - 2016	DP
MPI-ESM-MR - RCP4.5		MPI 4.5
MPI-ESM-MR - RCP8.5	_	MPI 8.5
CANESM2 - RCP4.5	Futuro Cercano y Lejano	CAN 4.5
CANESM2 - RCP8.5	2011 - 2099	CAN 8.5
CN RM-CM5 - RCP4.5	_	CNR 4.5
CN RM-CM5 - RCP8.5	_	CNR 8.5

La evaluación del cambio climático en la hidrología de la cuenca del rio Cerrillos y río Verde se realiza comparando los resultados de los escenarios futuros con el escenario histórico calculados por el modelo WEAP.

2.3. Proceso de generación de escenarios

Para el modelamiento del sistema se consideraron las siguientes variaciones:

- Bajo condiciones reales con información histórica y
- Bajo influencia del cambio climático.

Se asumieron, además, tres (3) escenarios de operación del almacenamiento y demandas:

- Funcionando solo con almacenamiento de la Presa Lagunillas
- Funcionando con trasvasamiento de las aguas del rio Verde a la Presa de Lagunillas; y
- Funcionando con almacenamiento de la Presa de Lagunillas; y almacenamiento en la Presa del rio Verde.

A fin de comprender el efecto del cambio climático en la disponibilidad hídrica natural del río Cabanillas se realizó un análisis de las evoluciones de los caudales a nivel mensual en la cuenca natural del río Cabanillas.

RESULTADOS

Los resultados se centran en la evaluación de la información histórica y de los seis escenarios hidrológicos con efecto de Cambio Climático, proyectados en las estaciones pluviométricas para dos periodos de tiempo continuos: para información histórica desde enero de 1956 a diciembre de 2016; y futuro desde enero de 2005 a diciembre de 2099.

3.1. Calibración del modelo hidrológico

La calibración y validación del modelo hidrológico exigió realizar comparaciones entre los caudales simulados y/o generados por la WEAP y la serie de caudales mensuales observados, correspondientes a un registro de 25 años entre 1969 y 1993. Puede apreciarse que el ajuste entre datos simulados y observados es muy bueno, existiendo una representación adecuada de la estacionalidad de los datos de precipitaciones de la Cuenca del río Cabanillas.

La curva de los caudales generados se aproxima y tienden a presentar el mismo comportamiento de la curva de caudales observados, en lo cual se realiza la aceptación de esta evaluación grafico visual. Utilizando el método de error cuadrático se tiene como resultado de 0.758395, en porcentaje 75.8 %, que lo ubica como insatisfactorio en el rango 0.70 > RSR. El valor obtenido por el método de Nash es de 0.998562, por lo que es una calibración valida con un rendimiento de Muy Bueno porque este se encuentra entre los valores de $0.75 < E \le 1$.

Tabla 5.- Valores de índices estadísticos de calibración

Indice	Valor
Nash	0.998562
Pearson correlation coeff	0.8619
Kling-gupta Efficiency	0.466195
Bias Score	0.979
RRMSE	0.758395
Relative Volumen Bias	0.0123
Normalized Peak Error	0.145

El valor obtenido por el método de Bias normalizado es de 0.979, indicando un resultado de sobrestimación. El valor obtenido en el coeficiente de Error en Volumen es de 0.012 es decir de 1.2% que se ubica con un rendimiento de Muy Bueno de < 10%. Los resultados anteriores indican que el modelo WEAP podría modelar el flujo mensual razonablemente bien y podría usarse para propósitos de proyección futura (Lu et al., 2015).

Tabla 6: Resumen de resultados bajo condiciones reales e influencia del cambio climático

MODELAMIENTO DEL SISTEMA	BAJO CONDICIONES REALES Y CON INFORMACION HISTORICA (1956-2016)			BAJO INCLUENCIA DEL CAMBIO CLIMATICO Y DEMANDAS HIDRICAS PLANTEADAS AL 100%				
ESCENARIO DE FUNCIONAMIENTO	ler 2do ESCENARIO ESCENARIO		3er ESCENARIO	1er ESCENARIO CLIMATICO	2do ESCENARIO CLIMATICO	3er ESCENARIO CLIMATICO		
1. SOLO CON ALMACENAMIENTO DE EMBALSE LAGUNILLAS	Demanda Satisfecha en un 30%			Satisfecha en Promedio un 60%, CANES M2-RCP4.5 en 75%				
2. CON TRANVASAMIENTO DE LAS AGUAS DEL RIO VERDE AL EMBALSE PRESA LAGUNILLAS		Demanda Satisfecha en un 52%			Satisfechas en promedio un 75%, CANES M2-RCP4.5 85%			
3. CON ALMACENAMIENTO DE LA PRESA LAGUNILLAS Y ALMACENAMIENTO DE EMBALSE RIO VERDE			Demanda Satisfecha en un 60%			Satisfechas en promedio un 80%, CANES M2-RCP4.5 y CANES M2-RCP8.5 95%		

4. VOLUMENES ALMACENADOS						
- CON EXCESO O REBOSE	11%	13%	15%	8%	15%	15%
- VOLUMEN UTIL	13% - 53%	13% - 72%	15% - 75%	8% - 85%	15% - 92%	13% - 98%
- ALMACENAMIENTO MINIMO (30 Mm3)	53% - 100%	72% - 100%	75% - 100%	85% - 100%	92% - 100%	98% - 100%

3.2. Escenarios de modelamiento bajo condiciones reales con información histórica

Los resultados de los escenarios de modelamiento bajo condiciones reales con información histórica se detallan en la Tabla 6 y las Figuras 7-a y 7-b que representan al primer escenario, las Figuras 8-a y 8-b al segundo escenario y 9-a y 9-b al tercer escenario.

A continuación, de la Tabla 6 se desprende en cuanto a los:

- Volúmenes almacenados.

En el primer escenario el embalse de Lagunillas presenta hasta un 11% de tiempo de exceso o rebose en el almacenamiento, el almacenamiento entre los 30 y 250 Mm3 va variando linealmente de 13 a 53% y de 53% a 100% el almacenamiento esta en 30 Mm3 Ver Figura 7-a y Tabla 6.

En el segundo escenario el embalse de Lagunillas presenta hasta un 13% del tiempo de exceso o rebose en el almacenamiento, el almacenamiento entre los 30 y 250 Mm3 va variando linealmente de 13 a 72% y de 72% a 100%, el almacenamiento esta en 30 Mm3 Ver Figura 8-a y Tabla 6.

En el tercer escenario el embalse de Lagunillas presenta hasta un 15% del tiempo de exceso o rebose en el almacenamiento, el almacenamiento entre los 30 y 250 Mm3 va variando linealmente de 13 a 72% y de 72% a 100% el almacenamiento esta en 30 Mm3 Ver Figura 9-a y Tabla 6.

Se concluye que el tiempo de rebose se incrementa a partir del primer escenario en un 2% y el almacenamiento o volumen útil vario linealmente en el primer escenario hasta el 53% y 72% y el almacenamiento mínimo (30Mm3) alcanzan de manera progresiva al 100% del 53%, 72% y 75%

- Escenarios de funcionamiento

La demanda hídrica proyectada del Sistema Integral de Lagunillas el cual representa una demanda total de 643.674 hm3, (ver Tabla 2), de acuerdo a los escenarios de funcionamiento se presenta de la siguiente manera:

En el primer escenario las demandas planteadas no son satisfechas completamente, se da solo en un 30% mostrado en la Figura 7-b y Tabla 6.

En el segundo escenario, las demandas planteadas son satisfechas en un 52% Ver Figura 8-b y Tabla 6.

En el tercer escenario, las demandas planteadas son satisfechas solo en un 60% Ver Figura 9-b y Tabla 6.

A manera de conclusión se puede decir que con solo funcionando la Presa de Lagunillas solo abastecería la tercera parte (30%) de la demanda planteada y con el almacenamiento de la Presa de Lagunillas y la futura Presa del Rio Verde abastecería las dos terceras partes (60%) de la demanda total del Sistema Integral de Lagunillas.

3.2.1 Primer escenario: del sistema con regulación en Lagunillas y rio Verde no regulado con las demandas al 100%:

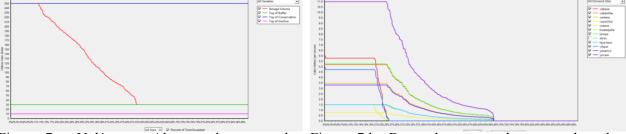


Figura 7-a: Volúmenes Almacenados operando solo Lagunillas

Figura 7-b: Demandas entregadas operando solo Lagunillas y demandas planteadas (100%)

3.2.2 Segundo escenario: trasvasamiento de aguas del rio Verde y almacenado en Lagunillas con demandas al 100%

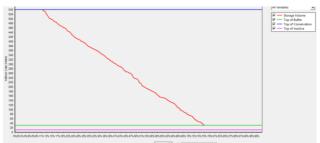


Figura 8-a: Volúmenes Almacenados operando y trasvasando del rio Verde a Lagunillas y con las demandas planteadas (100%)

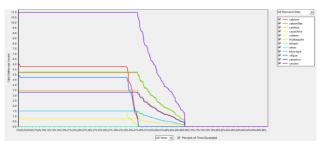


Figura 8-b: Demandas entregadas satisfechas Operando solo Lagunillas y trasvase de las aguas del rio Verde a Lagunillas y con las demandas planteadas (100%).

3.2.3 Tercer escenario: con regulación en Lagunillas y rio Verde almacenado en un nuevo reservorio con las demandas al 100%,

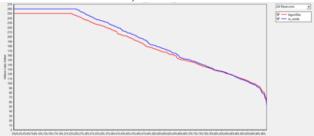


Figura 9-a: Volúmenes Almacenados en Lagunillas, Operando Lagunillas, y reservorio Verde y con las demandas planteadas (100%)



Figura 9-b: Demandas entregadas satisfechas Operando Lagunillas, y reservorio Verde y con las demandas planteadas (100%)

3.3. Modelado del sistema para tres (3) escenarios de funcionamiento de almacenamiento y de demandas planteadas al 100% con influencia del cambio climático: CANESM2-RCP4.5, CANESM2-RCP8.5, CNRM CMI4.5, CNRM CMI8.5.

El resumen de los resultados de la Tabla 6 y de las Figuras 10 a 12 representan la influencia del Cambio Climático en la demanda hídrica total proyectada del Sistema Integral de Lagunillas. A continuación de la Tabla 6 se desprende lo siguiente:

3.3.1. Volúmenes almacenados.

En el primer escenario con los escenarios con cambio climático con CANESM2-RCP 4.5 tiene un rebose del 8% y una variación del volumen mayor variando linealmente a un 85% llegando al 100% con almacenamiento de 30MM3. Ver Figuras 10-a y 10-b y Tabla 7.

En el segundo escenario se observa que, en el escenario con efecto de Cambio Climático, la proyección CANESM2 - RCP4.5, se tiene un 15% de rebose y de un almacenamiento o volumen útil de 30 a 540 Mm3 varia de 15% a 92% y de 92 a 100% el almacenamiento mínimo queda en 30 Mm3. Ver Figuras 11-a y 11-b y Tabla 7.

En el tercer escenario el embalse de Lagunillas y el embalse de rio Verde presentan hasta un 15% del tiempo rebose en el almacenamiento, el almacenamiento entre los 30 y 250 Mm3 va variando linealmente de 15% a 75% y de 75% a 100% el almacenamiento esta en 30 Mm3, de los escenarios con cambio climático y el más resaltante es el de CANES4.5 y CANES8.5, con un rebose de 13% y el almacenamiento vario linealmente de 13% a 98% y con un almacenamiento al 100% en 30Mm3. Figuras 12-a, 12-b.

A manera de conclusión se puede decir que el tiempo de rebose se incrementa a partir del primer escenario de 8% a 15%y el almacenamiento o volumen útil vario linealmente en el primer escenario hasta el 75% y el almacenamiento mínimo (30MM3) alcanzan el 98% para las proyecciones de CANESM2 - RCP4.5 y CANESM2- RCP8.5

3.3.2. Escenarios de funcionamiento

La demanda hídrica proyectada del Sistema Integral de Lagunillas el cual representa una demanda total de 643.674 hm3, (ver Tabla 2), de acuerdo a los escenarios de funcionamiento se presenta de la siguiente manera:

En el primer escenario se observa además que, bajo escenarios de cambio climático, estas solo cubren en más del 60% de las demandas planteadas, de los cuales resalta en mayor medida el escenario CANESM2-RCP4.5 con un 75%. Ver Figuras 10-a y 10-b y Tabla 7.

En el segundo escenario, para demandas entregadas son satisfechas en promedio de todos los escenarios en un 75%, resaltando siempre el escenario con cambio climático CANESM2-RCP4.5 como un ligero aumento del 85%. Ver Figuras 11-a y 11-b y Tabla 7.

En el tercer escenario, para demandas entregadas, son satisfechas en todos los escenarios con cambio climático en un 80%, resaltando los escenarios con cambio climático CANESM2-RCP4.5 y CANESM2-RCP8.5, con un 95%, Ello es debido al represamiento de las aguas del rio Verde y a la presa de Lagunillas. Ver figura 12-c y Tabla 7.

A manera de conclusión se puede decir que con solo funcionando la Presa de Lagunillas abastecería las dos terceras partes (60%) de la demanda planteada; con trasvasamiento de las aguas del rio verde a la Presa de Lagunillas abastecería en promedio de las proyecciones un 75% y con el almacenamiento de la Presa de Lagunillas y la futura Presa del Rio Verde abastecería el promedio de las proyecciones en un 80% destacando los escenarios con cambio climático CANESM2-RCP4.5 y CANESM2-RCP8.5, con un 95%, de la demanda total del Sistema Integral de Lagunillas.

3.3.3. Figuras de modelamiento según escenarios

3.3.3.1. Primer escenario, el sistema con regulación en Lagunillas y rio Verde no regulado con las demandas al 100%.

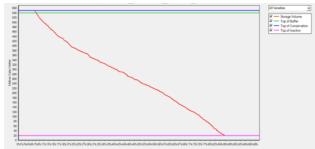


Figura 10-a: Volumen almacenado operando solo Lagunillas y con demandas planteadas al 100%. CANESM2-RCP 4.5

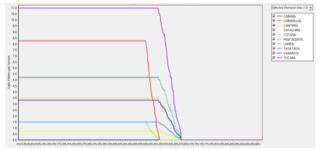


Figura 10-b: Demanda entregada operando solo Lagunillas y con las demandas planteadas (100%) CANESM2-RCP 4.5

3.3.3.2. Segundo escenario, con trasvasamiento del rio Verde y almacenado en Lagunillas con las demandas al 100%.

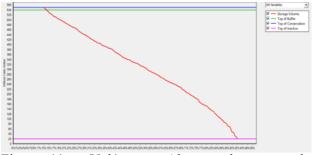


Figura 11-a: Volúmenes Almacenados operando solo Lagunillas y trasvase del rio Verde a Lagunillas y con las demandas planteadas (100%) CANESM2-RCP 4.5



Figura 11-b: Demandas entregadas satisfechas operando solo Lagunillas y trasvase de las aguas del rio Verde a Lagunillas y con las demandas planteadas al 100%. CANESM2-RCP4.5

3.3.3.3. Tercer escenario, con regulación en Lagunillas y regulación de las aguas del rio Verde con las demandas al 100%.

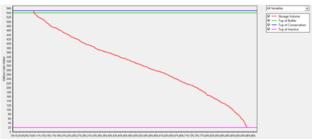


Figura 12-a: Volúmenes Almacenados en Lagunillas, Operando Lagunillas, y reservorio Verde y con las demandas planteadas (100%), con CANESM2-RCP4.5 LAGUNILLAS

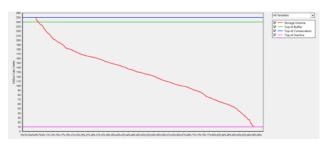


Figura 12-b: Volúmenes Almacenados en Lagunillas, Operando Lagunillas, y reservorio Verde y con las demandas planteadas (100%), con CANESM2-RCP4.5 reservorio VERDE

CONCLUSIONES

Con modelamiento bajo condiciones reales con información histórica para una demanda planteada al 100%, se observa que el primer escenario de solo uso de la presa de Lagunillas se satisface el 30% de la demanda hídrica; el segundo escenario de trasvasamiento de las aguas del rio Verde a la presa de Lagunillas se satisface en un 52% de la demanda hídrica; y el tercer escenario de (regulación de Lagunillas y del rio Verde) se satisface en un 60% del total de la demanda hídrica. Considerando el modelado del sistema para 3 escenarios de funcionamiento de almacenamiento y de demandas planteadas al 100% con influencia del cambio climático: CANESM2-RCP4.5, CANESM2-RCP8.5, CNRM CMI4.5, CNRM CMI8.5, se observa que en el primer escenario de funcionamiento, estas cubren en más del 60%, de los cuales resalta en mayor medida el escenario CANES 4.5 satisface en un 75% la demanda hídrica; Para el segundo escenario de funcionamiento las demandas son satisfechas en promedio de todos los escenarios en un 75%, resaltando siempre el escenario con cambio climático CANES4.5 como un ligero aumento del 85%; Para el tercer escenario de funcionamiento las demandas son satisfechas en todos los escenarios con cambio climático en un 80%, resaltando los escenarios con cambio climático CANES4.5 y CANES8.5, con un 95%. Por lo que, se puede concluir que el cambio climático tiene un efecto positivo sobre la demanda hídrica de un incremento del 15 a 20 % de aportación a la disponibilidad hídrica para el Sistema Integral de Lagunillas, en todos los escenarios, destacando el de CANESM24.5 y CANESM28.5.

Por lo tanto, la disponibilidad hídrica para las 30,000 Has de agua potable; para las ciudades de Juliaca, Lampa y Puno; y para el uso industrial minero y el caudal ecológico del sistema integral de Lagunillas, se requiere el uso de presa de Lagunillas y el represamiento del rio Verde.

La calibración y validación del modelo hidrológico requiere de comparaciones entre los caudales simulados y/o generados por la WEAP y la serie de caudales mensuales observados, correspondientes a un registro de 25 años entre 1969 y 1993, puede apreciarse que el ajuste entre datos simulados y observados es muy bueno, existiendo una representación adecuada de la estacionalidad de los datos de precipitaciones de la Cuenca del río Cabanillas.

De acuerdo con los posibles incrementos de la oferta hídrica que se puedan dar a futuro y considerando las características geográficas y fisiográficas de la cuenca del río Cabanillas, se deberá plantear una estrategia de adaptación al cambio climático coordinado entre los gobiernos regionales y locales.

Con el fin de mejorar el estudio, se recomienda la evaluación de la demanda futura en la cuenca del río Cabanillas para generar un contraste más claro referente a la disponibilidad hídrica de la cuenca a través de un proceso de comparación con la oferta proyectada.

REFERENCIAS

Ahmadaali, J., Barani, G.-A., Qaderi, K., & Hessari, B. (2018). Analysis of the Effects of Water Management Strategies and Climate Change on the Environmental and Agricultural Sustainability of Urmia Lake Basin, Iran. *Water*, 10(2), 160.

- Bhave, A. G., Conway, D., Dessai, S., & Stainforth, D. A. (2018). Water Resource Planning Under Future Climate and Socioeconomic Uncertainty in the Cauvery River Basin in Karnataka, India. Water Resources Research, n/a-n/a.
- CCG-UC, & SEI. (2009). Guía Metodológica Modelación Hidrológica y de Recursos Hídricos con el Modelo WEAP: Centro de Cambio Global-Universidad Católica de Chile, Stockholm Environment Institute.
- GRP. (2015). Zonificación Ecológica Económica (Meso ZEE) Región Puno (G. R. d. Puno Ed.). Puno: Gobierno Regional de Puno.
- López-García, T. G., Manzano, M. G., & Ramírez, A. I. (2017). Disponibilidad hídrica bajo escenarios de cambio climático en el Valle de Galeana, Nuevo León, México. Tecnología y ciencias del agua, 8, 105-114.
- Lu, H., Ge, S., Yongqiang, L., & Hong, Q. (2015). Integrated Modeling of Water Supply and Demand under Management Options and Climate Change Scenarios in Chifeng City, China. JAWRA Journal of the American Water Resources Association, 51(3), 655-671. doi:doi:10.1111/1752-1688.12311
- Lujano, E., Hidalgo, L., Diaz, R., Tapia, B., & Lujano, A. (2016). Cambios proyectados de los recursos hídricos bajo escenarios de emisiones RCP4.5 Y 8.5 de modelos climáticos globales del CMIP5 en el altiplano peruano. Revista Investigaciones Altoandinas, 18(2), 195
- Maliehe, M., & Mulungu, D. M. M. (2017). Assessment of water availability for competing uses using SWAT and WEAP in South Phuthiatsana catchment, Lesotho. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 100, 305-316. doi:https://doi.org/10.1016/j.pce.2017.02.014
- MINAM. (2010). Plan de acción de adaptación y mitigación frente al cambio climático. Retrieved from Ministerio del Ambiente, Lima:
- MINAM. (2016). El Perú y el Cambio Climático: Tercera Comunicación Nacional del Perú a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Retrieved from Ministerio del Ambiente, Lima:
- Ngo, L. A., Masih, I., Jiang, Y., & Douven, W. (2016). Impact of reservoir operation and climate change on the hydrological regime of the Sesan and Srepok Rivers in the Lower Mekong Basin. Climatic Change. doi:10.1007/s10584-016-1875-y
- Olsson, T., Kämäräinen, M., Santos, D., Seitola, T., Tuomenvirta, H., Haavisto, R., & Lavado-Casimiro, W. (2017). Downscaling climate projections for the Peruvian coastal Chancay-Huaral Basin to support river discharge modeling with WEAP. Journal of Hydrology: Regional Studies, 13, 26-42.
- PELT. (2017). Plan de operación, mantenimiento y desarrollo de infraestructura hidraulica del sistema integral Lagunillas (Proyecto Especial Binacional Lago Titicaca, Trans.). Puno: Proyecto Especial Binacional Lago Titicaca.
- Rochdane, S., Reichert, B., Messouli, M., Babqiqi, A., & Khebiza, M. Y. (2012). Climate Change Impacts on Water Supply and Demand in Rheraya Watershed (Morocco), with Potential Adaptation Strategies. Water, 4(1), 28.
- SENAMHI. (2014). Regionalización Estadística de Escenarios Climáticos en Perú (D. G. d. Meteorología, Trans.). Lima: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú.
- (2018).Datos Historicos de Clima del Peru. In. Retrieved SENAMHI. from http://www.peruclima.pe/
- Sieber, J., & Purkey, D. (2015). Water Evaluation And Planning (WEAP), User Guide. In SEI (Ed.). Retrieved from http://www.weap21.org/
- UNESCO-WWAP. (2003). Agua para todos Agua para la vida: Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo. Paris, Francia.
- Zhou, Y., Lai, C., Wang, Z., Chen, X., Zeng, Z., Chen, J., & Bai, X. (2018). Quantitative Evaluation of the Impact of Climate Change and Human Activity on Runoff Change in the Dongjiang River Basin, China. Water, 10(5), 571.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

ESTUDO DA VIABILIDADE DE IMPLANTAÇÃO DA DESSALINIZAÇÃO DE ÁGUA EM MUNICÍPIO DO SEMIÁRIDO NORDESTINO

Maria Clara de Medeiros Cantídio, Micheline Damião Dias Moreira, Ada Cristina Scudelari, Isabelly Bezerra Braga Gomes de Medeiros e Rafaella Fonseca da Costa

Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil, claracantidio@gmail.com
Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil, michelineddm@hotmail.com
Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil, adaufrn@hotmail.com
Instituto Federal do Rio Grande do Norte, Brasil, isabellybezerra@yahoo.com.br
Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil, rafaellafonsecac@gmail.com

RESUMO:

No Rio Grande Norte, estado localizado no nordeste brasileiro, a situação de insegurança hídrica tem se agravado em virtude de longos períodos de estiagem. Com isso, seu maior reservatório, a Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, tem sofrido com uma alarmante redução de seu volume, de modo que as cidades abastecidas pela mesma são acometidas por graves problemas de abastecimento de água. Diante desse cenário, o processo de dessalinização da água surge como uma alternativa, de custo viável, para suprir as necessidades de abastecimento público. Assim, como proposta para suprir a carência hídrica nessa região, este trabalho objetiva estudar a viabilidade da implantação de um sistema de dessalinização de água marinha, através da técnica de osmose inversa, no município de Macau/RN. Para isso, foi realizado um estudo através de um projeto piloto com capacidade de produção igual a 9.000 m³/ dia, que se mostrou eficaz para atender a demanda local, apesar do índice de perdas de distribuição da água no município ser de 63,31%. Além disso, mesmo trazendo impactos negativos, o sistema se tornou vantajoso frente à metodologia atual de abastecimento, visto a continuidade e aspectos qualitativos da água oferecida.

ABSTRACT:

In Rio Grande Norte, a state located in northeastern Brazil, the situation of water insecurity has been aggravated by long periods of drought. As a result, its largest water reservoir, the Armando Ribeiro Gonçalves dam, has suffered an alarming reduction in its volume, so the cities supplied by it are affected by serious water supply problems. In view of this situation, the desalination process of the water, appears as an alternative, with viable cost, to ensure the needs of public supply. Thus, as a proposal to overcome the water shortage in this region, this work aims to study the viability of the implantation of a sea water desalination system, using the reverse osmosis technique, in the municipality of Macau / RN. For this, a study was carried out through a pilot project with production capacity equal to 9,000 m³/ day, which proved to be effective to meet local demand, although the water distribution loss index in the municipality was 63.31%. In addition, even with negative impacts, the system has become advantageous compared to the current supply methodology, seeing the continuity and qualitative aspects of the water offered.

PALAVRAS CHAVE: Escassez Hídrica; Dessalinização; Osmose Inversa.

INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial à vida e ao desenvolvimento da sociedade. No entanto, seu uso inadequado, somado ao crescimento acentuado da população, tem contribuído para sua escassez. Segundo o Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos, dois terços da população mundial atualmente vive em áreas com escassez de água ao menos durante um mês por ano (Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura - UNESCO, 2017). Além disso, as reservas hídricas do mundo podem encolher 40% até 2030 (UNESCO, 2015), ano em que a população pode chegar a 8,5 bilhões de pessoas (Organização das Nações Unidas - ONU, 2017).

De acordo com o Relatório da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (UNESCO, 2015), há água o suficiente no mundo para suprir a demanda do crescimento populacional desde que haja uma mudança dramática no seu uso, gerenciamento e compartilhamento. Um exemplo disso é o Estado de Israel, onde, anualmente, o consumo populacional de água é quase o dobro da quantidade de chuva na região, e, ainda assim, toda a população recebe água nas 24 horas do dia devido à técnica da dessalinização, responsável por 70% da água doméstica consumida no Estado (Albaranes, 2017).

Diferentemente de Israel, o governo brasileiro investe mais em práticas paliativas como a construção de reservatórios, sistemas de adutoras, cacimbas, perfuração de poços artesianos e utilização massiva de caminhões-pipa. Entretanto, tais medidas não são o suficiente para resolver o problema da seca no Brasil. Segundo a Conjuntura dos Recursos Hídricos do Brasil, entre 2013 e 2016, 48 milhões de pessoas foram afetadas pela seca no país, sendo 83% moradores da Região Nordeste (Agência Nacional de Águas - ANA, 2017), onde o problema já é secular e compromete a qualidade de vida da população.

No caso do Rio Grande do Norte, o Relatório da Situação Volumétrica dos principais reservatórios do Estado, divulgado pelo Instituto de Gestão das Águas do Estado do Rio Grande do Norte (IGARN, 2018), dos 47 reservatórios com capacidade superior a cinco milhões de metros cúbicos, monitorados pelo Governo do Estado, por meio do IGARN, 17 estavam em volume morto e 16 estavam secos. Além disso, ressaltando ainda mais a crise hídrica vivida pela população norte rio-grandense, o relatório informa que a barragem Armando Ribeiro Gonçalves, maior reservatório do Estado, estava com 10,99% da sua capacidade e, portanto, havia entrado no chamado volume morto - nome dado à reserva de água que fica abaixo dos canos de captação.

Diante desse preocupante cenário, percebe-se a importância da busca por novas fontes de água que possibilitem garantir, de forma eficiente, a segurança hídrica no Estado do Rio Grande do Norte. Assim, tendo em vista que este apresenta abertura para o mar, torna-se evidente a relevância do estudo de implantação da técnica de dessalinização como alternativa para o combate à seca, objetivo desse trabalho.

FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

IMPORTÂNCIA E DISTRIBUIÇÃO DA ÁGUA

A água é um elemento fundamental para a preservação da vida em nosso planeta, participando, de forma direta ou não, de todos os processos bioquímicos necessários à manutenção das atividades vitais (Silveira et al., 2015). Cerca de três quartos da superfície terrestre é coberta de água. Todavia, 97,5% dessa água encontra-se nos oceanos e, devido ao alto teor salino, é inapropriada para o consumo humano e atividades agrícolas. Assim sendo, restam 2,5% de água doce, e deste valor apenas 1% corresponde á água doce superfícial, visto que 30% são águas subterrâneas e 69% situa-se em geleiras (ANA, 2018).

A distribuição dessa água doce no planeta ocorre de maneira heterogênea. Contudo, o seu uso é essencial para o desenvolvimento humano, visto sua necessidade para a produção de alimentos, geração de energia, atividades industriais e abastecimento público. Desse modo, muitas

sociedades prosperaram próximas de regiões que favoreciam a captação de água em qualidade e quantidade adequada. Ainda hoje, a disponibilidade de recursos hídricos é um fator que impulsiona e regula a economia de países, regiões e continentes (Tundisi, 2014).

A qualidade e a quantidade da água superficial e subterrânea resultam dos usos e estado de conservação das bacias hidrográficas e dos ecossistemas na sua proximidade. Logo, estão vinculadas a variáveis naturais e ações antrópicas (ANA, 2017). A degradação de mananciais, sobretudo devido ao lançamento de poluentes, traz impactos diretos na saúde da população, devido à incidência de doenças de veiculação hídrica (Tundisi, 2014), bem como contribui para a escassez desse recurso.

CENÁRIO HÍDRICO DO NORDESTE BRASILEIRO

A região Nordeste do Brasil enfrenta ao longo dos séculos um quadro de desequilíbrio entre a oferta e a demanda por água. Embora o país possua aproximadamente 12% da água doce disponível na Terra (Tundisi, 2014), a sua distribuição irregular faz com que a região, onde vive 28,91% da população, detenha apenas 3,3% desse valor (Arcila, 2014). Além da deficiência em recursos hídricos superficiais, a água subterrânea no território nordestino é limitada pela sua concentração elevada de sais, visto que este se encontra predominantemente sobre rochas cristalinas (Soares et al., 2006).

Outro agravante são as secas recorrentes na região, visto que 87,8% do Nordeste Setentrional está localizado no Semiárido, caracterizado por irregularidade no regime de chuvas, baixas amplitudes térmicas, forte insolação e altas taxas de evapotranspiração (ANA, 2017). De acordo com a Resolução da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE nº 107 de 2017, o Semiárido é delimitado por:

- Precipitação pluviométrica média anual igual ou inferior a 800 mm;
- Índice de Aridez de Thorntwaite igual ou inferior a 0.50;
- Percentual diário de déficit hídrico igual ou superior a 60%, considerando todos os dias do ano;

Esses fatores, somados a uma gestão não integralizada dos recursos hídricos, ameaçam as atividades socioeconômicas e contribuem para a miséria do Nordeste. Logo, é notável que a sua estrutura hidráulica necessita de expansão e o uso de dessalinizadores para produzir água potável surge como uma alternativa para promover a segurança hídrica e melhorar as ações de prevenção e combate a seca.

DESSALINIZAÇÃO

Conforme a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA nº 357 de 2005, a classificação das águas quanto à salinidade é essencial à defesa de seus níveis de qualidade e para assegurar seus usos preponderantes. Logo, define:

- Águas doces: águas com salinidade igual ou inferior a 0,5 ‰;
- Águas salobras: águas com salinidade superior a 0,5 % e inferior a 30 %;
- Águas salinas: águas com salinidade igual ou superior a 30 %;

A salinidade da água marinha varia entre 33.000 mg/l e 38.000 mg/l (Torri, 2015). O procedimento utilizado na técnica de dessalinazação remove ou reduz a concentração de sais e sólidos dissolvidos na água salgada e/ou salobra com o intuito de torná-la doce, assim como também retira outros componentes químicos, orgânicos e biológicos (Araújo, 2013). Ao término do processo, tem-se como produtos a água doce, também chamada de permeado, e um rejeito com alto teor de sais.

A destilação da água marinha é um processo antigo, descrito por Aristóteles em 320 A.C. (International Desalination Association - IDA, 2018). No entanto, o desenvolvimento tecnológico de usinas dessalinizadoras teve bastante progresso no início da década de 40, quando foram utilizadas para suprir as necessidades de água potável em acampamentos militares em zonas áridas, durante a Segunda Guerra Mundial (Torri, 2015).

No Brasil, foi implantado em 2004 o maior sistema de dessalinização de água marinha para produção de água potável do país, localizado no Arquipélago de Fernando de Noronha. Segundo Tavares (2015), o sistema utiliza a técnica de Osmose Inversa, porém a sua capacidade de produção de 27 m³/h não é suficiente para atender a demanda da população local (apud Torri, 2015).

Ademais, destaca-se também o Programa Água Doce (PAD), lançado neste mesmo ano pelo Governo Federal juntamente ao Ministério do Meio Ambiente com o intuito de promover a implantação, recuperação e gestão de sistemas de dessalinização de águas subterrâneas por Osmose Inversa para o consumo humano de populações de baixa renda no Semiárido. Segundo Ferreira et al. (2017), em 2017 o PAD possuía mais de 460 usinas de dessalinização instaladas, que juntas podem produzir cerca de 1,5 milhões de litros de água potável por dia.

LINHA DE TRATAMENTO DA ÁGUA DESSALINIZADA

Independente da sua origem e do tipo de estação dessalinizadora, o tratamento de água para a dessalinização possui cinco elementos chave (National Research Council - NRC, 2008):

- 1. Captação estruturas utilizadas para a extração da água da fonte e transmiti-la ao sistema;
- 2. Pré-tratamento remoção de sólidos suspensos e controle do crescimento biológico;
- 3. Dessalinização processo de remoção de sólidos dissolvidos;
- 4. Pós-tratamento adição de produtos químicos à água produzida para evitar a corrosão das tubulações a jusante;
- 5. Gerenciamento do Concentrado manejo e descarte ou reutilização dos resíduos gerados pelo sistema de dessalinização;



Figura 1.- Esquema da Linha de Tratamento de Água por Dessalinização

As usinas de dessalinização exigem um sistema de captação que proporcionem a alimentação eficiente de água em termos de quantidade e qualidade, como também um impacto ambiental mínimo (World Health Organization - WHO, 2007). Ainda de acordo com WHO (2007), na fase de projeto, a escolha do tipo de captação é um fator importante para o processo como um todo, pois afeta vários parâmetros referentes à qualidade da água de origem e o desempenho do tratamento a jusante. Essa ingestão pode ocorrer através de estruturas abertas, para águas superficiais, ou fechadas, no caso de águas subterrâneas. Para a obtenção de água marinha, comumente são utilizadas estruturas abertas complexas, nas quais as tubulações podem adentrar o oceano a milhares de metros (Araújo, 2013).

A qualidade da água de captação dependerá de condicionantes locais, como a profundidade da água da fonte, turbidez, tráfego de embarcações, contaminação por óleo, emissários próximos, condições de vento, marés e influência do escoamento (WHO, 2007). Esse fator, associado à tecnologia de dessalinização que será utilizada, são determinantes para a seleção do tipo e nível de pré-tratamento que acontecerá na etapa posterior. O pré-tratamento é essencial para potencializar o sistema como um todo, pois nele busca-se garantir que os sólidos suspensos e a quantidade de

contaminantes orgânicos e inorgânicos estejam dentro dos limites aceitáveis para o funcionamento correto do equipamento dessalinizador requerido (NRC, 2008).

Com o término das etapas acima, a água bruta é bombeada para o procedimento de dessalinização propriamente dito. Dentre as metodologias utilizáveis na dessalinização, destacam-se os processos térmicos e os processos de tecnologia de membranas. Em ambos, segundo Torri (2015), são utilizadas recursos da indústria química e a sua escolha depende, principalmente, da qualidade da fonte de água, da demanda energética, da frequência com que a unidade será usada e do volume de água produzido por ela.

O processo térmico fundamenta-se no ciclo hidrológico natural, no qual ocorre a evaporação, condensação e precipitação da água, e na técnica de destilação. Nele, quando a solução salina está em ebulição, a água é vaporizada, enquanto os sólidos dissolvidos e os sais não voláteis não evaporam e permanecem no concentrado. Dessa forma, ao entrar em contato com uma superfície mais fria, o vapor d'água irá condensar, produzindo água doce. Para esse processo, ressaltam-se os seguintes sistemas de destilação: Solar, Multiestágio Flash (MSF), Múltiplo Efeito (MED) e Compressão de Vapor (CV).

Todavia, de acordo com Guerreiro (2009), o processo térmico necessita de grande quantidade de energia para mantê-lo e garantir a temperatura adequada à evaporação da água, e por isso é mais frequente no Oriente Médio, onde se utiliza o petróleo como fonte de produção de energia elétrica. Dentre os térmicos, a Destilação Multiestágio Flash (MSF) é a mais utilizada no mundo e também a mais confiável (Torri, 2015).

Em relação ao processo de membranas, consiste no uso de uma membrana semipermeável que permite a passagem de água, porém impede o fluxo de moléculas maiores e indesejáveis como vírus, bactérias, metais e sais (Younos e Tulou, 2005). Essas membranas são normalmente compostos de camadas ou filmes finos, feitas por materiais poliméricos ou sintéticos (WHO, 2007). A escolha dessa película depende de fatores como: estabilidade de pH, vida útil, resistência mecânica, capacidade de pressurização e seletividade e eficiência para remoção de solutos; contudo, as configurações em fibra oca e espiral são as mais utilizadas, em virtude de apresentar características operacionais de desempenho mais favoráveis em relação ao custo (WHO, 2007).

Quanto aos mecanismos mais frequentes, Younos e Tulou (2005) mencionam os processos de Microfiltração, Ultrafiltração, Nanofiltração, Osmose inversa, Eletrodiálise e Eletrodiálise Reversível. Os três últimos métodos são os mais apropriados para a água de origem marinha, sendo a Osmose Inversa o mais usado no mundo hoje (Torri, 2015) e o adotado para o estudo em Macau. O processo de Osmose Inversa ocorre através da aplicação de uma pressão superior à pressão osmótica, a qual deve ter proporção direta à concentração de sais na água que irá ser submetida à dessalinização (Torri, 2015). Dessa forma, sucede na passagem de moléculas do solvente do meio hipertônico para o hipotônico sem consumo de energia térmica (Fig. 2), visto que não há mudança de estado físico da água.

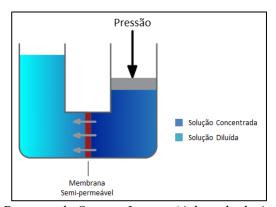


Figura 2.- Processo de Osmose Inversa (Adaptado de Araújo, 2013)

Antes da distribuição final e consumo, a água produzida deve passar pelo pós-tratamento, já que possui baixa alcalinidade, pH e dureza, podendo provocar a corrosão do sistema de

abastecimento (NRC, 2008). Por fim, além da estabilização, a água deve ser desinfetada através da adição de cloro para evitar a proliferação de patogênicos.

METODOLOGIA

Para a elaboração do trabalho, a metodologia foi dividida em uma sequência de etapas, conforme mostrado na figura 3. Inicialmente, foi feito um estudo para escolher a região onde os dessalinizadores serão instalados. Depois, foi determinado qual o método de dessalinização é o mais indicado para o local. Na etapa seguinte, foi estudado um projeto piloto para a implantação do sistema. E por fim, foi analisada a viabilidade social e ambiental do modelo proposto.



Figura 3.- Esquema da Metodologia Utilizada

O desenvolvimento dessas etapas ocorreu através de dados oriundos de documentos e relatórios técnicos emitidos por órgãos e entidades nacionais ou estaduais, bem como de empresas que atuam no gerenciamento de recursos hídricos no Rio Grande do Norte. Além disso, foram pesquisadas na literatura as tecnologias alusivas à dessalinização de água empregadas na atualidade, atentando às suas peculiaridades e custos. Por fim, foram considerados artigos acadêmicos relacionados a análises do uso de dessalinizadores em outros estados do nordeste brasileiro.

CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

O município de Macau está situado na mesorregião Central Potiguar e microrregião homônima, no litoral norte do estado do Rio Grande do Norte, e possui como municípios limítrofes Afonso Bezerra, Alto do Rodrigues, Carnaubais, Guamaré, Pedro Avelino, Pendências e Porto do Mangue. Distante 180 km da capital do estado e situado na bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu, Macau faz parte do Polo Costa Branca, banhada pelo Oceano Atlântico (Fig. 4), e compreende uma área de 784,193 km², com população estimada em 31.859 habitantes (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, 2017).



Figura 4.- Localização Geográfica de Macau/RN (G1 – Globo.com, 2014)

Conforme o último Censo do IBGE (2010), a densidade demográfica da cidade é igual a 36,74 hab/km², sendo que 75,87% da população residente vive na área urbana, onde há 6.583 domicílios particulares ocupados, enquanto os 24,13% restantes habitam na área rural, que possui 1.968 domicílios permanentes. Em relação ao esgotamento sanitário, ainda segundo o último Censo, 70% dos domicílios possuíam o acesso adequado (IBGE, 2010). Quanto ao abastecimento de água, a distribuição ocorre por uma malha de 86,46 km, atendendo a uma população total de 25.314 habitantes, com 8.855 ligações ativas e 9.074 economias ativas (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, 2016).

De acordo com o Ministério da Integração Nacional (2005), 91,69% do território potiguar, incluindo Macau, está inserido no Semiárido nordestino. Assim sendo, o município possui clima muito quente, com período chuvoso entre março e abril, e médias anuais de 27,2 °C para a temperatura e 68% para a umidade relativa (Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente - IDEMA, 2008). Na Estação Meteorológica de Macau/RN, entre os anos de 1981 a 2010, a precipitação pluviométrica média anual registrada foi de 518,4 mm e a insolação total foi próxima a 2600 horas por ano (Instituto Nacional de Metereologia - INMET, 2011).

Esta região do estado é reconhecida por grande incidência de energia solar e regime térmico uniforme com elevadas temperaturas, em virtude de fatores geográficos, como a baixa latitude e altitude, proximidade com o mar e o relevo plano a suavemente ondulado (Souto, 2004). Essas condições influenciaram as principais atividades econômicas desenvolvidas no município, como a extração de petróleo, a carcinicultura e a pesca, bem como permitiram ao município se tornar um dos maiores produtores de sal marinho do Brasil.

ESCOLHA DO SISTEMA DE DESSALINIZAÇÃO

Atualmente, o abastecimento de água de Macau é executado pela Companhia de Águas e Esgoto do Rio Grande do Norte – CAERN. A fonte de captação dessa água é a Barragem Armando Ribeiro Gonçalves, localizado em Assu/RN, de onde é transportada ao reservatório no município de Pendências e após o tratamento segue através de tubulações e carros-pipa para Macau (Santos, 2008). A localidade também é abastecida por poços, todavia a análise de condutividade elétrica em 45 dos 68 poços tubulares existentes indicou a presença de água salobra ou salgada em 43 deles (Serviço Geológico do Brasil - CPRM, 2005).

Diante das particularidades climáticas, geográficas, econômicas e sociais, optou-se pela utilização de um sistema de abastecimento coletivo, através da dessalinização da água marinha por Osmose Inversa. Esse recurso se mostrou interessante por se tratar de uma área costeira, com acesso fácil e ininterrupto a água do mar. Além disso, a escolha por uma solução coletiva beneficia áreas urbanas e rurais com população mais concentrada ao passo que o princípio de economia de escala costuma favorecer as logísticas envolvidas no abastecimento, distribuição e tratamento da água (Rosa, 2013). Quanto a Osmose Inversa, sua escolha foi pensada por trata-se de um mecanismo simples, com baixo custo energético comparado aos processos térmicos e ser um método que está avançando em relação às tecnologias de membrana e consumo de energia que refletem diretamente na redução do custo da água (Shenvi et al., 2015).

ELABORAÇÃO DO PROJETO PILOTO

Para o projeto piloto, foi prevista uma estrutura que possibilite atender a demanda atual da população de Macau e seja passível de expansão para as necessidades futuras. Portanto, o sistema adotado consiste num complexo interligado de três estações dessalinizadoras, cada uma capaz de produzir 3.000 m³/dia de água potável, a partir da água do mar.

Cada estação é acondicionada em quatro containeres de 40 pés e o trabalho simultâneo é permitido por tubulações que as conectam. Ressalta-se que o equipamento é uma estrutura móvel, que pode ser instalado sobre uma base de concreto, e por isso podem ser instaladas separadas ou em conjunto, dependendo do volume de produção de água doce desejado (Figura 5). Além disso, essa

tecnologia possui um sistema de recuperação de energia e permutador de pressão, bem como permite o uso de energia fotovoltaica, aspecto importante em virtude da alta incidência solar na região.



Figura 5.- Estação Dessalinizadora Móvel nas Ilhas Canárias (Inter Aguas/EDIMBRA, 2016)

O complexo de estações de dessalinização, juntamente com parque fotovoltaico, seria implantado em um terreno de 64.155,50m², no bairro Porto de São Pedro, em Macau, consoante com a figura 6. A água salina seria captada nessa mesma área, de forma fechada através de poços rasos situados nas proximidades do braço de mar que a margeia o terreno. Ao término do processo de dessalinização e pós-tratamento, a água doce produzida seria introduzida diretamente na rede pública do município. No tocante ao rejeito gerado, a princípio, o destino será o retorno ao ambiente marinho por tubulação subterrânea, visto capacidade de dispersão no meio oceânico.



Figura 6.- Localização da Área de Implantação do Sistema

VIABILIDADE AMBIENTAL E SOCIAL DO SISTEMA ESCOLHIDO

Para a viabilidade ambiental e social foram feitas análises a partir das informações do memorial técnico-econômico da estação dessalinizadora adotada, da empresa EDIMBRA — Engineering MBR Solutions/ Inter Aguas. Por meio desses dados, foi possível estabelecer relações com os resultados apresentados na literatura e com as legislações vigentes quanto ao uso e potabilidade da água em território nacional. Além disso, através do levantamento mais recente do

SNIS, foi avaliado se a capacidade de produção do sistemas escolhido é suficiente para atender a demanda atual do município, considerando o índice de perdas de distribuição de águas municipal.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

AVALIAÇÃO DA CAPACIDADE DE ABASTECIMENTO DO SISTEMA

Conforme o SNIS (2016), o consumo médio per capita de água em Macau é igual a 93,6 l/hab./dia. Logo, para atender a população atual da cidade, estimada em 31.859 habitantes, é necessário um volume de aproximadamente 2.982 m³/dia. Embora esse valor seja inferior a um terço do montante produzido pelo sistema de dessalinização escolhido, é preciso levar em conta as perdas decorrentes do processo de distribuição dessa água. De acordo com o último levantamento do SNIS, em 2016, o índice de perdas na distribuição de água em Macau corresponde a 63,31%, obtido segundo esse Sistema de Informações através da seguinte expressão e indicadores:

$$\frac{VAP + VAT - VAC - VS}{VAP + VAT - VS} * 100$$
 [1]

Onde:

VAP: Volume de Água Produzido - Volume anual de água disponível para consumo, compreendendo a água captada pelo prestador de serviços e a água bruta importada, ambas tratadas nas unidades de tratamento do prestador de serviços, medido ou estimado nas saídas das estações de tratamento de agua (ETA) ou unidades de tratamento simplificado (UTS). Inclui também os volumes de água captada pelo prestador de serviços ou de água bruta importada, que sejam disponibilizados para consumo sem tratamento, medidos nas respectivas entradas do sistema de distribuição.

VAT: Volume de Água Tratada Importada - Volume anual de água potável, previamente tratada (em ETA ou em UTS), recebido de outros agentes fornecedores. Deve estar computado no volume de água macromedido, quando efetivamente medido. Não deve ser computado nos volumes de água produzido, tratado em ETA ou tratado por simples desinfecção.

VAC: Volume de Água Consumido - Volume anual de água consumido por todos os usuários, compreendendo o volume micromedido, o volume de consumo estimado para as ligações desprovidas de hidrômetro ou com hidrômetro parado, acrescido do volume de água tratada exportado para outro prestador de serviços.

VS: Volume de Serviço - Valor da soma dos volumes anuais de água usados para atividades operacionais e especiais, acrescido do volume de água recuperado. As águas de lavagem das ETA ou UTS não devem ser consideradas.

Substituindo na expressão 1 os respectivos valores fornecidos pelo SNIS para o ano de 2016, temos:

$$\frac{2.405.980 \frac{m^3}{ano} + 0 - 838.560 \frac{m^3}{ano} - 120.300 \frac{m^3}{ano}}{2.405.980 \frac{m^3}{ano} + 0 - 120.300 \frac{m^3}{ano}} * 100 = 63,31\%$$
 [2]

Ao considerar que esse índice de perdas na distribuição de água se manteve o mesmo para 2018, para a produção de 9000 m³/dia, o volume efetivamente fornecido a população através do projeto piloto seria igual a 3302,1 m³/dia. Desse modo, mesmo com a perda elevada, o sistema se mostra apto a atender a demanda de abastecimento local.

CONSIDERAÇÕES SOCIAIS E AMBIENTAIS

A água produzida possui índice de salinidade 450 mg/l, valor de acordo com a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA n ° 357 de 2005, que considera doce a água com salinidade igual ou inferior a 500 mg/l. Ademais, também atende ao anexo XX da Portaria de Consolidação n °5 de 2017 do Ministério as Saúde, que estabelece o limite de sólidos totais dissolvido (SDT) como 1000mg/l para o padrão organoléptico de potabilidade .

Evidentemente, a qualidade da água fornecida pelos dessalinizadores adotados é muito superior a oferecida pelos métodos atuais de combate a seca utilizados atualmente no Estado, sobretudo em Macau. Conforme destaca Campos (2007), a água entregue por caminhões-pipa normalmente é oriunda de açudes, contaminada por impurezas e coliformes fecais, e distribuída sem tratamento prévio. Deve se considerar ainda que essa água é vulnerável a contaminações durante o transporte devido às condições de higiene e limpeza dos carros (Amorim e Porto, 2003). No tocante as cisternas, além dos fatores ligados à origem da água, como a transportada por carros-pipa ou a poluição atmosférica pelo sistema de coleta da água da chuva, a qualidade sofre influencia da manutenção inapropriada da cisterna, bem como do manuseio da água. (Amorim e Porto, 2003).

No que diz respeito ao uso de energia elétrica para o funcionamento das usinas de dessalinização por Osmose Inversa, a utilização do sistema de recuperação de energia permite a redução da potência da bomba de alta pressão que força a passagem da água pela membrana. Além do mais, a alta incidência solar do município permite que essa energia necessária à bomba possa ser fornecida por geradores fotovoltaicos compativelmente projetados para o local. Segundo Rosa (2013), o bombeamento fotovoltaico, quando comparado a bombas a diesel, traz como vantagens a utilização de um recurso renovável, autonomia em relação ao recurso energético, evita a emissão de gases poluentes na geração, suprime gastos com a compra e transporte de combustível e elimina a emissão de ruídos no gerador.

Como aspectos negativos, é preciso considerar os efeitos gerados pelo retorno ao mar dos rejeitos provenientes do processo da Osmose Inversa. Embora o Oceano Atlântico seja um corpo d'água aberto e com grande capacidade de diluição, deve ser pensado nos prejuízos ao ecossistema marinho em razão do uso de compostos químicos na etapa de pré-tratamento.

Outro ponto a ser considerado é a durabilidade das membranas. Esses elementos costumam apresentar problemas de precipitações, incrustações, depósitos, formação de biofilme e degradação química, que podem acarretar na redução do fluxo permeado, aumento do consumo energético e até a permissão da passagem de bactérias (Rosa, 2013). Com isso, tem-se um custo para a reposição dessas membranas, além de ser um resíduo de complexa disposição (Torri, 2015). No sistema adotado, a filtragem da água de captação através de filtros de areia e de filtros de cartucho, bem como a unidade de limpeza química e enxague, responsáveis por evacuar a salmoura retida no interior das membranas, auxiliam na prevenção desses efeitos.

CONCLUSÃO

A partir do que foi apresentado, percebe-se que solucionar o problema da escassez hídrica é uma medida que possui caráter de urgência no semiárido nordestino. O estudo revela que o uso de unidades dessalinizadoras, por meio da osmose inversa, é uma alternativa viável para resolver as necessidades de abastecimento não só em Macau, como em outros munícipios potiguares. A forte incidência solar durante todo o ano, o acesso ao mar para obtenção de água e disposição dos rejeitos, somados a facilidade de implantação e manutenção dos equipamentos, tornam o método um caminho executável se aliado a uma gestão pública eficiente e ao apoio da população local.

O uso das estações dessalinizdoras torna-se extremamente relevante para a região devido à continuidade e qualidade no fornecimento de água potável, dado que a abordagem tradicional para o enfrentamento da convivência com a seca propõe resoluções a curto prazo, dependentes de fatores climáticos e passíveis de contaminação. Sabendo que a falta de água em qualidade e quantidade adequada está associada a sérios problemas sanitários e econômicos, é fundamental a elaboração de

um projeto de ampliação e melhorias no abastecimento de água, visto os períodos de estiagem recorrentes em Macau e nos municípios vizinhos, bem como o alto índice de perdas na distribuição desse recurso.

Em relação à deposição dos rejeitos, pode ser aproveitado o exemplo de outros municípios do semiárido nordestino, nos quais usos que beneficiam a população local já estão sendo viabilizados. Distantes do mar e com dessalinizadores domiciliares de pequeno porte, a salmoura gerada tem sido útil na produção de plantas halófitas, criação de peixes e cristalização de sais (Soares et al., 2006). Dessa maneira, uma alternativa interessante seria a implantação de uma opção de descarte mista, com o intuito de atenuar os possíveis impactos ambientais e gerar mais uma opção de renda para a localidade.

AGRADECIMENTOS

Às empresas Inter Aguas - Tratamento e Depuração e EDIMBRA - Engineering MBR Solutions, pela colaboração e informações fornecidas a cerca de suas unidades dessalinizadoras.

REFERÊNCIAS

Albaranes, **B**. (2017). "Israel apresenta tecnologia e métodos que tornaram o país referência no uso da água". Revista TAE. Disponível em: http://www.revistatae.com.br/11884-noticias. Acesso em Março de 2018.

Amorim, M.C.C.; Porto, E.R. (2003). "Considerações sobre controle e vigilância da qualidade de água de cisternas e seus tratamentos". In: Anais do Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água de Chuva, Juazeiro, Brasil.

ANA - Agência Nacional de Águas (2016). *Mudanças climáticas e recursos hídricos : Avaliações e diretrizes para adaptação*. Brasil, Brasília. 93 p.

ANA - Agência Nacional de Águas (2017). *Conjuntura Recursos Hídricos Brasil 2017 : Relatório pleno.* Brasília, Brasil.169 p.

ANA - Agência Nacional de Águas (2018). "Água no mundo : Situação da Água no Mundo". Brasil. Disponível em: http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/panorama-das-aguas/agua-no-mundo. Acesso em abril de 2018.

Araújo, A.C.S.P.A. (2013). "Contribuição para o Estudo da Viabilidade/Sustentabilidade da Dessalinização enquanto Técnica de Tratamento de Água". Dissertação de Mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa, Lisboa, Portugal.

Arcila, R.I.A. (2014). "Gestão de recursos hídricos: Governança e gerenciamento de conflitos pelo uso da água em região do semiárido nordestino". Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil, Natal. 146 p.

Ferrreira, R.S.; Veiga, H.P., Santos, R.G.B.; Saia, A.; Bezerra, A.F. de M.; Hermes, L.C.; Moura, A; Cunha, L.H. (2017). "Empowering Brazilian Northeast Rural Communities to Desalinated Drinking Water Access: Programa Água Doce". São Paulo: The International Desalination Association World Congress, 2017. São Paulo, Brasil.13 p.

Campos, R. T. (2007). "Avaliação benefício-custo de sistemas de dessalinização de água em comunidades rurais cearenses". RER, Rio de Janeiro, v. 45, n. 4, p.963-984, nov. 2007.

Guerreiro, **M.L.F.B.** (2009). "Dessalinização para Produção de Água Potável - Perspectivas para Portugal". Dissertação de Mestrado, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Porto, Portugal.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísitca (2017). *Panorama*. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rn/macau/panorama. Acesso em Março de 2018.

IGARN – Instituto de Gestão das Águas do RN (2018). Relatório da Situação Volumétrica dos Reservatórios do Estado. Disponível em:

http://www.igarn.rn.gov.br/Conteudo.asp?TRAN=ITEM&TARG=172422&ACT=&PAGE=&PARM=&LBL=NOT%CDCIA. Acesso em Março de 2018.

International Desalination Association - IDA (2018). IDA Desalination Yearbook 2017-2018.

Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente – IDEMA (2008). Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos HÍdricos – Semarh. *Perfil do Seu Município: Macau*. Natal, Brasil. 32 p.

Instituto Nacional de Metereologia – INMET (2011). "NORMAIS CLIMATOLÓGICAS DO BRASIL : Normal Climatológica do Brasil 1961-1990". Brasil. Disponível em: http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/normaisClimatologicas. Acesso em maio de 2018.

Ministério da Integração Nacional (2005). Relatório Final Grupo de Trabalho Interministerial para Redelimitação do Semi-árido Nordestino e do Polígono das Secas. Brasília, Brasil.

National Research Council – **NRC** (2008). *Desalination: A National Perspective*. Comitee on Advancing Desalination Technology. National Research Council (NRC) of the U.S. National Academies.

Organização das Nações Unidas - ONU (2017). *World Population Prospects 2017* . Disponível em: https://esa.un.org/unpd/wpp/>. Acesso em março de 2018.

Santos, V. A. A. dos (2008). "Dinâmica do Uso e Ocupação do Solo no Litoral de Macau-RN, no Período de 1978 a 2008". Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação e Pesquisa em Geografia, Centro de Ciências Humanas, Letras e Artes, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Brasil. 132 f.

Rosa, D. J. de M. (2013). "Sistemas Fotovoltacios Domiciliares de Dessalinização de Água para Consumo Humano: Um Estudo de Viabilidade e Configurações". Tese (Doutorado) - Faculdade de Economia e Administração, Pós-graduação em Energia, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 117 f.

Serviço Geológico do Brasil – CPRM (2005). Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea: Diagnóstico do Município de Macau. Recife, Brasil.

Shenvi, S. S.; Isloor, A. M.; Ismail, A.F. (2015). "A review on RO membrane technology: Developments and challenges". Desalination 368, pp. 10-26.

Silveira, A.P.P.da; Nuvolari, A; Degasperi, F.T; Firsoff, W. (2015). *Dessalinização de Águas* . 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos. 188 p.

Soares, T.M; Silva, I.J.O da; Duarte, S.N; Silva, E.F.F. (2006). "Destinação de águas residuárias provenientes do processo de dessalinização por osmose reversa". Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 10, n. 3, p.730-737, 2006.

Souto, M. V. S. (2004). "Análise Multitemporal dos Elementos Geoambientais da Região da Ponta do Tubarão, Área de Influência dos Campos Petrolíferos de Macau e Serra, Município de Macau/RN".. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Geodinâmica e Geofisica, Centro de Ciências Exatas e da Terra, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Brasil. 130 f.

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2016). *Série Histórica*. Brasília, Brasil. Disponível em: http://app3.cidades.gov.br/serieHistorica/municipio/index#. Acesso em Março de 2018.

Torri, J.B. (2015). "Dessalinização de Água Salobra e/ou Salgada: Métodos, Custos e Aplicações". Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Tundisi, J.G. (2014). ABC - Academia Brasileira de Ciências. *Recursos hídricos no Brasil: Problemas, desafios e estratégias para o futuro*. Rio de Janeiro, Brasil. 76 p.

UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (2015). *World Water Assessment Programme*. Disponível em: http://www.unesco.org/new/en/loginarea/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2015-water-for-a-sustainable-world/. Acesso em Março de 2018.

UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (2016). Relatório Mundial das Nações Unidas sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos: Água e Emprego, Fatos e Números

UNESCO - Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (2017). Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos: Águas Residuais o Recurso Inexplorado.

World Health Organization - WHO (2007). Desalination for Safe Water Supply, Guidance for the Health and Environmental Aspects Applicable to Desalination. Geneva, Switzerland.

Younos,T. and Tulou, K.E. (2005). "Overview of Desalination Techniques". Journal of Contemporary Water Research & Education Issue, Universities Council on Water Resources, 3-10, 2005.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

REUSO DE ÁGUA DE APARELHOS DE AR CONDICIONADOS PARA IRRIGAÇÃO: ESTUDO DE CASO APLICADO AO CENTRO DE TECNOLOGIA DA UFRN

Débora Patrícia Batista da Rocha⁽¹⁾, Micheline Damião Dias Moreira⁽¹⁾, Ada Cristina Scudelari⁽¹⁾, Isabelly Bezerra Braga Gomes de Medeiros⁽²⁾ e Rafaella Fonseca da Costa⁽¹⁾

(1)Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil, deborapbrocha@gmail.com, michelineddm@hotmail.com, adaufrn@hotmail.com, rafaellafonsecac@gmail.com; (2)Instituto Federal do Rio Grande do Norte, Brasil, isabellybezerra@yahoo.com.br

RESUMO:

A adoção de fontes alternativas de água tem se tornado uma prática cada vez mais constante para soluções voltadas a crise hídrica ocorrente no Brasil. Nesse sentido, o aproveitamento da água produzida por condensação de aparelhos de ar condicionados apresenta-se como uma medida em potencial para reduzir impactos ambientais do uso desmedido da água através da aplicação em usos não potáveis, tais como limpeza e irrigação. Este projeto tem o objetivo de analisar a viabilidade econômica e construtiva do aproveitamento da água condensada aplicado ao Centro de Tecnologia da UFRN. A metodologia envolve a elaboração de um projeto, análise da qualidade da água, avaliação da eficiência do sistema e os respectivos custos de implantação. O estudo indica que a oferta mensal de água produzida pelos aparelhos é de 17.937,00 litros, equivalente a 89,50% da demanda por irrigação no local, considerando o tempo de funcionamento de 8 horas diárias. Além da economia no consumo de água, o sistema possibilita um rápido *pay back*. Dessa forma, a implantação do sistema de aproveitamento da água dos aparelhos de ar condicionado mostra-se como uma alternativa sustentável na busca pela conservação dos recursos hídricos. A expectativa é incentivar a educação ambiental através de soluções ambientalmente inteligentes que contribuam para a formação de futuros profissionais.

ABSTRACT:

The adoption of alternative sources of water have been became a constant practice as a solution to hydric crisis in Brazil. In such way, the exploitation of water produced by air conditioner machines, through applications in which non-drinkable water can be used, such as cleaning and irrigation has been shown as a potential practice to reduce environmental impacts of the incorrect use of water. This project has as its main objective to analyze the economic and constructive viability of the condensed water exploitation applied to the Technology Center of UFRN. The methodology involves the elaboration of a project, water quality analysis, system efficiency evaluation and the respective costs of implantation. The study indicates that the monthly offer of water produced by the air conditioned machines is of 17,937.00 liters which is equivalent to 89.5% of the water demand for local irrigation, considering an eight hour working cycle. Beyond the economy in the water consumption, the system allows a quick pay-back. Therefore, the system implantation presents itself as a sustainable alternative in the search for hydric resources. The expectation is to encourage the environmental education through smart environmentally solutions that can contribute to further professionals' education.

PALAVRAS CHAVES: Reuso de água. Sustentabilidade. Ar condicionado. Crise hídrica. Projeto.

INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial à vida e indispensável para o desenvolvimento de diversas atividades realizadas pelo homem, seja nos ramos da indústria, agricultura ou doméstico. Entretanto, o crescimento populacional desordenado e o aumento da demanda por água, associado às mudanças climáticas e o mau uso dos recursos hídricos, tem provocado uma ameaça global de escassez de água. Em 2050, a expectativa é que a demanda hídrica mundial aumente em 55% (UNESCO, 2017). Nesse cenário, soluções inteligentes de conservação e uso racional e eficiente dos recursos hídricos são essenciais para garantir as necessidades das gerações atuais e futuras.

Uma alternativa é o reaproveitamento da água proveniente dos drenos de aparelhos de ar condicionado para fins não potáveis como irrigação, descarga de sanitários e lavagens em geral – principais atividades reconhecidas como promotoras do desperdício de água. A utilização em larga escala desses aparelhos nas edificações pode gerar volumes de água significativos decorrentes do seu mecanismo de funcionamento. Como consequência, a destinação inapropriada da água condensada pode gerar patologias as edificações, tais como acúmulo de água e resíduos, proliferação de mosquitos, calçadas escorregadias e incomodo aos pedestres que transitam pelo local.

Dentro desta perspectiva, o trabalho objetiva analisar a viabilidade econômica e construtiva do aproveitamento de água condensada do A água é um recurso essencial à vida e indispensável para o desenvolvimento de diversas atividades realizadas pelo homem, seja nos ramos da indústria, agricultura ou doméstico. Entretanto, o crescimento populacional desordenado e o aumento da demanda por água, associado às mudanças climáticas e o mau uso dos recursos hídricos, tem provocado uma ameaça global de escassez de água. Em 2050, a expectativa é que a demanda hídrica mundial aumente em 55% (UNESCO, 2017). Nesse cenário, soluções inteligentes de conservação e uso racional e eficiente dos recursos hídricos são essenciais para garantir as necessidades das gerações atuais e futuras.

Uma alternativa é o reaproveitamento da água proveniente dos drenos de aparelhos de ar condicionado para fins não potáveis como irrigação, descarga de sanitários e lavagens em geral – principais atividades reconhecidas como promotoras do desperdício de água. A utilização em larga escala desses aparelhos nas edificações pode gerar volumes de água significativos decorrentes do seu mecanismo de funcionamento. Como consequência, a destinação inapropriada da água condensada pode gerar patologias as edificações, tais como acúmulo de água e resíduos, proliferação de mosquitos, calçadas escorregadias e incomodo aos pedestres que transitam pelo local.

Dentro desta perspectiva, o trabalho objetiva analisar a viabilidade econômica e construtiva do aproveitamento de água condensada dos aparelhos de ar condicionado e dimensionar um sistema de coleta e armazenamento aplicado ao Centro de Tecnologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte (CT/UFRN). O tema do projeto possui foco na problemática da escassez da água e a necessidade da concepção de alternativas para o uso sustentável dos recursos hídricos. Com a implantação do sistema, a expectativa é reduzir o consumo de água proveniente da Companhia de Águas e Esgotos do Rio Grande do Norte (CAERN) e minimizar os impactos decorrentes do uso inapropriado dos recursos hídricos, com intuito de promover medidas para uso racional da água na instituição. O artigo estrutura-se na introdução do tema, referencial teórico, metodologia, resultados, discussões e conclusão.

REVISÃO DE LITERATURA

Sustentabilidade aplicada aos recursos hídricos

As questões ambientais estão amplamente ligadas ao atual padrão de desenvolvimento e consumo dos recursos naturais. Globalmente, prevê-se que a demanda de água tende a aumentar de

modo significativo nas próximas décadas, especialmente nos setores da indústria e geração de energia. Diante dessa problemática, diversos estudos foram elaborados no sentido de aliar a ideia de desenvolvimento e conservação do meio ambiente. Um dos desafios nesse processo é a ruptura do antigo modo de desenvolvimento e a recondução de um novo paradigma através da conscientização e responsabilidade ambiental.

Barbosa (2008) define que a sustentabilidade consiste em encontrar meios de produção, distribuição e consumo dos recursos existentes de forma mais coesiva, economicamente eficaz e ecologicamente viável. Essa abordagem aplicada ao tema dos recursos hídricos vem ocupando cada vez mais espaço devido a crescente problemática da escassez da água e a necessidade de sua conservação. Em geral, a atual situação global enseja a concepção de novas tecnologias de uso racional da água e ações integradas de controle de desperdício, com foco na conservação e reuso de águas.

Diante dos desafios do abastecimento de água, especialmente no contexto da escassez hídrica, a gestão das águas residuais tem recebido pouca atenção social e política. Entretanto, negligenciar o potencial desse recurso pode causar impactos negativos sobre a sustentabilidade do abastecimento de água, sobre a saúde humana, a economia e o meio ambiente (UNESCO, 2017).

Em áreas urbanas, a possibilidade de reuso é bastante ampla e diversificada. Hespanhol (2008) afirma que:

As águas de qualidade inferior, tais como esgotos de origem doméstica, efluentes de sistemas de tratamento de água e efluentes industriais, águas de drenagem agrícola e águas salobras, devem, sempre que possível, ser consideradas fontes alternativas para usos menos restritivos. O uso de tecnologias apropriadas para o desenvolvimento dessas fontes se constitui hoje, em conjunção com a melhoria da eficiência do uso e a gestão da demanda, na estratégia básica para a solução do problema da falta universal de água.

Desse modo, é imprescindível evidenciar a importância do reuso como instrumento para a gestão dos recursos hídricos e, consequentemente, fundamental para o desenvolvimento sustentável e enfretamento dos desafios da crise hídrica.

Recursos hídricos no contexto Norte-Riograndense

O Brasil é um país reconhecido entre os mais ricos em termos recursos hídricos superficiais do planeta. Esse recurso natural, entretanto, possui uma distribuição bastante desigual e heterogênea pelo território nacional, conforme os dados registrados na Figura 1. A disponibilidade hídrica é definida por uma vazão de alta garantia no tempo, ou seja, uma vazão que estará acessível na grande maioria do tempo, mesmo em períodos secos. Nesse contexto, a região Nordeste se destaca pela situação crítica em relação aos baixos recursos hídricos disponíveis, na maioria dos rios só é possível garantir uma oferta contínua de água com o uso de açudes/reservatórios, já que esses rios naturalmente secam durante os meses de estiagem (ANA, 2016).



Figura 1.- Disponibilidade hídrica superficial (Sistema Nacional de Recursos Hídricos, 2017)

As principais razões para os reduzidos valores de disponibilidade hídrica na região Nordeste estão associadas aos baixos índices de precipitação e a irregularidade do regime no semiárido brasileiro, aliados juntamente ao contexto hidrogeológico (ANA, 2016). A região semiárida caracteriza-se por apresentar temperaturas elevadas durante todo ano, baixas amplitudes térmicas (entre 2°C e 3°C), forte insolação e altas taxas de evapotranspiração, o que justifica o alto número de registros de eventos relacionados à seca (Figura 2).

O Rio Grande do Norte compreende 167 municípios com cerca de 3,5 milhões de habitantes, a região metropolitana de Natal possui nove municípios e uma população correspondente a 49% da população total do Estado, seu território está totalmente inserido na Região Hidrográfica do Atlântico Nordeste Oriental, a de menor disponibilidade hídrica do país (ANA, 2010). Em 2015, os estados do Rio Grande do Norte, Paraíba e Ceará apresentaram a maior concentração relativa de decretos dos municípios com algum tipo de decreto de seca, com 92%, 88% e 83%, respectivamente (ANA, 2016). Nessas áreas de maior vulnerabilidade, os dados alertam para a necessidade do desenvolvimento de medidas emergenciais para melhorar a conservação e o uso racional da água aliados a eficientes instrumentos de gestão de recursos hídricos.

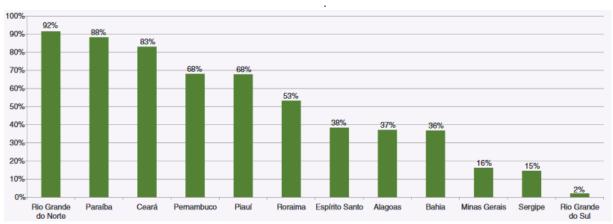


Figura 2.- Relação entre o número de municípios com decreto de situação de emergência ou estado de calamidade pública para eventos de seca em relação ao número total de municípios no estado (ANA, 2016)

Nesse âmbito, estudos indicam medidas de adaptação nos períodos de seca e escassez de água, dentre as quais se destacam: manejo da demanda por meio da cobrança pelo uso inadequado, campanhas de conscientização da população para o uso racional da água, gestão da oferta, aumento do reuso, busca de fontes alternativas e desenvolvimento de infraestrutura para captação de água da chuva e de águas cinzas (EC, 2009).

Neste estudo se propõe a medida de reuso de água com a perspectiva de contribuir para uma gestão mais sustentável da instituição de ensino. Nunes (2006) confirma que o aproveitamento de água produzida por condensação pelos aparelhos de ar condicionados, apresenta-se como uma medida socioambientalmente responsável e de baixo custo, a fim de suprir as demandas menos exigentes de usos não potáveis, utilizada como fonte suplementar de água. Desse modo, através de fontes alternativas de água é possível adequar a qualidade ao tipo de uso, o que torna o processo abastecimento-consumo mais eficiente.

Modalidades e benefícios de reuso da água

A água de reuso é a água residuária (esgoto, água descartada, efluentes líquidos de edificações, indústrias, agroindústrias e agropecuária, tratados ou não) dentro dos padrões exigidos para sua utilização nas modalidades pretendidas, conforme a Resolução CNRH n.54 de 2005. Ainda segundo a respectiva legislação, o reuso direto não potável de água abrange as seguintes modalidades:

- a) Reuso para fins urbanos: utilização de água de reuso para fins de irrigação paisagística, lavagem de logradouros públicos e veículos, desobstrução de tubulações, construção civil, edificações, combate a incêndio, dentro da área urbana;
- b) Reuso para fins agrícolas e florestais: aplicação de água de reuso para produção agrícola e cultivo de florestas plantadas;
- c) Reuso para fins ambientais: utilização de água de reuso para implantação de projetos de recuperação do meio ambiente;
- d) Reuso para fins industriais: utilização de água de reuso em processos, atividades e operações industriais; e,
- e) Reuso na aquicultura: utilização de água de reuso para a criação de animais ou cultivo de vegetais aquáticos.

As águas residuais são compostas, aproximadamente, por 99% de água e 1% de sólidos coloidais, suspensos e dissolvidos, a composição exata pode variar entre as diferentes fontes e ao longo do tempo, entretanto a água continua sendo, sem dúvida, o principal elemento constituinte (UNESCO, 2017).

Os sistemas de reuso bem planejados, especialmente em regiões áridas e semiáridas, oferecem grandes benefícios para o meio ambiente e saúde pública dentre os quais se podem destacar a redução da descarga de poluentes em corpos receptores, bem como dos custos associados à poluição, contribuindo para conservação dos recursos hídricos. Neste artigo, a abordagem principal será dada para água de reuso proveniente de aparelhos de ar condicionado como alternativa para suprir as demandas menos nobres e pouco restritivas da edificação em estudo.

Produção da água condensada

A concepção do sistema de reaproveitamento da água proveniente dos aparelhos de ar condicionado pelo projetista deve contemplar a compreensão do mecanismo de funcionamento dos sistemas de condicionamento de ar na produção da água de reuso. Fortes, Jardim & Fernandes (2015) afirmam que o princípio básico do funcionamento dos aparelhos de ar condicionado para posterior geração da água condensada consiste primeiramente na entrada do ar presente no ambiente interno aspirado por um ventilador. O ar passa pelas serpentinas, nas quais se faz presente um fluido refrigerante, conhecido usualmente como gás, que resfria ou aquece a depender da temperatura escolhida. As moléculas de água presentes na massa de ar sofrem condensação ao entrar em contato com as serpentinas, nesse processo ocorre a produção da água condensada, que é direcionada para as tubulações dos drenos e escoa para o ambiente externo (Figura 3). Após a refrigeração, o ar retorna ao ambiente, o ciclo se repete até atingir a temperatura desejada.

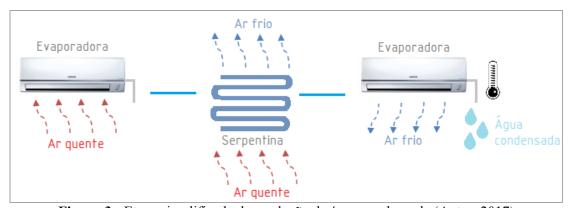


Figura 3.- Etapa simplificada de produção da água condensada (Autor, 2017)

METODOLOGIA

A metodologia foi subdividida em etapas a fim de alcançar o objetivo proposto pelo trabalho, conforme Figura 4. Inicialmente, será realizada a caracterização da área em estudo. Em

seguida, a próxima etapa tem o objetivo de quantificar a vazão dos aparelhos de ar condicionado. Essa fase da pesquisa contará com auxílio de trabalhos anteriormente publicados na instituição, no qual constam dados de medições de vazões (L/h) para cada tipo de potência de refrigeração (BTU) dos condicionadores de ar identificados no CT/UFRN. Posteriormente, as etapas se constituíram na análise da qualidade da água, concepção do projeto e levantamento dos custos da implantação.

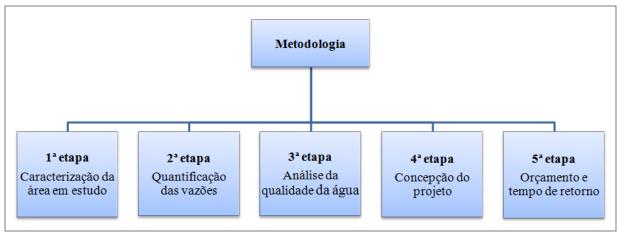


Figura 4.- Fluxograma com as etapas de pesquisa (Autor, 2017)

Caracterização da área em estudo

A pesquisa foi desenvolvida no campus central da UFRN, localizado em Natal, Rio Grande do Norte. O trabalho concentrou-se na análise da viabilidade do aproveitamento da água dos aparelhos de ar condicionado do CT/UFRN para fins não potáveis aplicados à irrigação da vegetação do prédio. A edificação é caracterizada pelo funcionamento de coordenações, secretarias e chefias dos departamentos dos cursos da área tecnológica da UFRN, incluindo salas de professores, auditório, copa, depósitos e almoxarifado. Quanto à quantidade de aparelhos de ar condicionado, o prédio possui 108 aparelhos em diversas potências de refrigeração. Os valores encontram-se na Tabela 01.

Tabela 1.- Quantidade de aparelhos e as potências de refrigeração (BTU)

BTU	7000	7500	9000	12000	18000	22000	24000	36000	48000	Total
Quantidade	10	4	64	14	7	2	4	1	2	108

A vegetação presente ao redor da edificação é em sua maioria constituída por grama e conta com um sistema de irrigação por mangueiras perfuradas. As áreas de irrigação foram subdivididas em áreas de grama e de vegetação escassa (pequenas plantas de baixa demanda por água), conforme Figura 5. As áreas de grama foram consideradas em sua totalidade, ao passo que para as áreas de vegetação escassa julgou-se necessário considerar apenas um percentual de 10% da respectiva área, uma vez que são regadas com baixa ou nenhuma frequência no local. Com auxílio do projeto legal da edificação e trena, foi possível obter a área total de irrigação calculada em 1140,84 m².

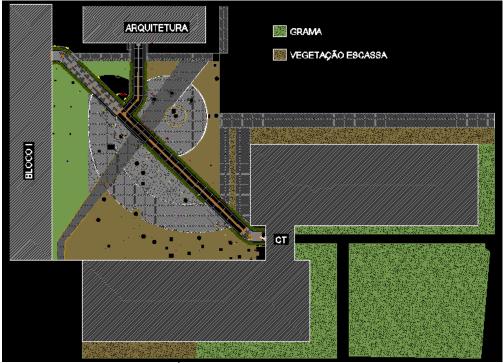


Figura 5.- Áreas de irrigação (Adaptado de Queiroz, 2017)

Macintyre (2010) indica a taxa de 1,5 L/m² de água para irrigação de jardim. Entretanto, optou-se por obter taxa de rega da vegetação presente ao redor da edificação a fim de adequar o projeto à realidade local. A taxa de irrigação local (L/m²) foi obtida através dos dados da pressão local, raio de atuação da mangueira, vazão por metro de mangueira e o tempo de irrigação diário. Após pesquisa, os funcionários da limpeza da edificação indicaram que o tempo de irrigação é em torno de 10 a 15 minutos com frequência de irrigação diária (5 dias/semana). Após esse intervalo, a mangueira é deslocada para outra área, esse processo segue até cobrir toda a área de vegetação. Nesse trabalho, adotou-se um valor médio de 12,5 minutos de irrigação.

O espaçamento entre furos da mangueira utilizada para irrigação é de 30 cm e a pressão de trabalho adotada foi de 5 mca. Com esses dados, obteve-se o raio de atuação e a vazão por metro de mangueira por consulta ao catálogo do fabricante, os valores encontrados foram 1,25m e 10,54L/hora.metro, respectivamente (SANTENO, 2014). Dessa maneira, foi possível obter a área de atuação por metro de mangueira (2,50 m²/metro) e, por conseguinte, o valor da taxa de irrigação local. A taxa local encontrada e utilizada em projeto foi de 0,88 L/m², valor admissível em comparação ao proposto na literatura.

Quantificação da vazão dos aparelhos de ar condicionado

Com base no estudo realizado por Pimenta (2016), no qual identificou as vazões (L/h) para cada tipo de potência de refrigeração (BTU) dos condicionadores de ar presentes no Centro de Tecnologia da UFRN, foi possível obter um valor médio das vazões. Para isso, foram realizadas novas medições de vazões no local de estudo de caráter comparativo com os valores propostos pela literatura. Os materiais utilizados para a obtenção das vazões já estudadas foram beckers, fichas de anotação e cronômetro. Após as medições, os resultados médios das vazões por potência de refrigeração foram obtidos através da média entre os valores encontrados no local, na literatura e no estudo de Pimenta (2016).

De posse dos dados das vazões médias horárias, foi obtida a produção diária dos aparelhos. Nessa etapa, foi considerado o tempo de 8 horas de funcionamento diário dos aparelhos, onde representa o perfil de carga horária dos funcionários públicos (professores, secretários e assistentes administrativos) do local.

Análise da qualidade da água

As análises das características físico-químicas e bacteriológicas são de fundamental importância a fim de indicar se a água contemplará substâncias tóxicas ou microorganismos patogênicos inviáveis para seu uso e informar a necessidade de tratamento posterior à captação. Nesse trabalho, foram avaliados os seguintes parâmetros: pH, condutividade, coliformes termotolerantes e concentração de Alumínio, Cádmio, Chumbo, Cobre, Cromo, Mercúrio e Zinco. Foram recolhidas amostras para análise de coliformes termotolerantes e análise físico-química. A coleta da água foi realizada no período da manhã em recipientes com tampa fornecidos pelo Laboratório de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental e pelo Núcleo de Processamento Primário e Reuso de Água Produzida e Resíduos (NUPPRAR), ambos da UFRN.

A análise de coliformes termotolerantes foi determinada através do método da membrana filtrante em meio de cultura Agar M-FC. O teste baseia-se na filtração de um volume conhecido de amostra através de uma membrana estéril de poros muito pequenos (ordem de 0,22μm), que retêm as bactérias na sua superfície. Após a filtragem, a membrana é transferida ao meio de cultura e o conjunto é incubado em temperatura específica durante 24 horas. Por último, efetua-se a contagem das colônias típicas de coliformes fecais (coloração azul) e o resultado é expresso em UFC (unidade formadora de colônia)/100ml de água.

A análise da presença de metais foi necessária para identificar se há interferência dos metais constituintes das tubulações dos aparelhos no processo de condensação da água. Fortes, Jardim & Fernandes (2015) afirmam que o valor de condutividade é um importante indicativo da presença de íons provenientes do arraste do sistema de condensação do equipamento. Por fim, todos os valores obtidos foram comparados com os limites estabelecidos pela Portaria 2914/2011 (BRASIL, 2011).

Concepção do projeto

O projeto do sistema de reuso de águas proveniente de aparelhos ar condicionado foi elaborado com base nas recomendações da norma brasileira NBR 5626:1998 de instalação predial de água fria. De maneira geral, a eficiência do reaproveitamento está diretamente ligada ao dimensionamento do sistema de coleta e armazenamento. O sistema consiste na captação de água a partir dos drenos por tubulações e conexões de PVC, seguida da destinação para alimentação dos reservatórios e posterior utilização. A proposta inicial é a utilização de reservatórios de polietileno devido à facilidade de instalação, simplicidade de manutenção, boa durabilidade e preços acessíveis. O volume dos reservatórios foi obtido em função da etapa referente ao levantamento das vazões (L/h) dos aparelhos.

A edificação em estudo possui quatro fachadas, cuja produção de água condensada foi quantificada a partir da locação dos condensadores dos aparelhos e suas respectivas potências de refrigeração (BTU) nas fachadas do prédio. Durante o funcionamento, as caixas de inspeção recebem a água coletada pelos drenos, direcionando-a para os reservatórios de polietileno, locados próximos às áreas de maior demanda por irrigação. Um reservatório de 1500L foi posicionado em frente à Praça do CT para suprir a demanda da vegetação do respectivo espaço; ao passo que, para as demais áreas de grama, foi locado um conjunto de reservatórios com 1500L e 2000L cada, próximo ao estacionamento da Escola de Ciências e Tecnologia da UFRN, conforme projeto. Optou-se por reservatórios enterrados para garantir condições favoráveis de escoamento por gravidade.

A tubulação de extravasão, localizada numa cota acima da alimentação dos reservatórios, foi utilizada como dispositivo de segurança para direcionar a água à vala de infiltração em casos de transbordamento. Para suprir o sistema de irrigação, foram instalados conjuntos motor bomba, cada qual com 2 (duas) bombas, uma ativa e uma reserva. O projeto completo encontra-se anexado ao final do artigo, nele estão especificados os detalhes das tubulações e o percurso da água desde a coleta até a saída para irrigação.

Orçamento

Os custos da implantação do sistema foram avaliados de acordo o projeto traçado, juntamente com a mão de obra e os insumos necessários à instalação. O orçamento foi obtido com base nos insumos e composições disponíveis na tabela do SINAPI (2017), e junto aos fornecedores das tubulações e conexões. Com os custos contabilizados foi possível obter o tempo de retorno do investimento e avaliar a viabilidade econômica e construtiva do sistema de reuso da água dos aparelhos de ar condicionado.

Os itens de maior relevância do orçamento correspondem aos reservatórios, conjuntos hidráulicos motor bomba, alvenaria de contorno do reservatório, laje em concreto e as bases dos reservatórios. A mão de obra se constituiu num peso significativo no valor final da construção. O levantamento do custo total da obra foi fundamental para determinar o *pay back*, que está associado ao retorno do custo em relação ao benefício em meses, ou seja, o tempo de retorno do investimento inicial até o momento em que os rendimentos acumulados se igualam ao valor do investimento.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Esse tópico apresenta todos os resultados obtidos a partir da aplicação da metodologia exposta anteriormente e as respectivas discussões.

Quantificação da vazão

Os valores das vazões médias ($Q_{M\acute{e}dia}$) obtidas encontram-se na Tabela 02. De posse dos dados, foi possível calcular os valores de vazões diárias por cada fachada produtora, considerando a média de utilização de 8 horas por dia de funcionamento ininterrupto dos aparelhos no local. As vazões obtidas dos aparelhos de 7.000 a 22.000 BTU foram aproximadamente 1 L/h, valor também foi constatado por Rigotti (2014) após estudo com aparelhos de ar condicionado de 1200 BTU no qual verificou a produção média de 1 litro por hora de funcionamento.

Com as medições, foi possível identificar que não existe uma linearidade entre a vazão e o aumento da potência de refrigeração. Tal resultado é coerente com o exposto por Cunha *et al.* (2014), onde identificou que tais variações estão associadas a dinâmica do ambiente climatizado, no qual estão envolvidos diferentes fatores, dos quais se destacam a umidade relativa do local na hora da coleta, número de pessoas, forma de utilização da sala e o isolamento do ambiente.

A oferta diária de água obtida foi de 896,85 L/dia, valor bastante significativo em termos de aproveitamento de água em relação à demanda por irrigação encontrada no local de 1002,04 L/dia. O sistema de reuso, caso implementado, será capaz de oferecer um atendimento de 89,50% para fins de irrigação da vegetação do entorno da edificação.

Tabela 2.- Vazões dos aparelhos

		I abela 2.	azoes dos aparemos	
Potência (BTU)	Quantidade	Q _{Média} (L/h)	Produção total horária (L/h)	Produção total diária (L/dia)
7000	10	1,21	12,10	96,80
7500	4	0,67	2,69	21,55
9000	64	0,92	59,09	472,75
12000	14	0,88	12,27	98,19
18000	7	1,05	7,35	58,80
22000	2	1,46	2,91	23,28
24000	4	2,13	8,50	68,00
36000	1	1,27	1,27	10,13
48000	2	2,96	5,92	47,36
TOTAL	108	-	112,11 L/h	896,85 L/dia

Análise da qualidade da água

A Tabela 03 apresenta os resultados da análise físico-química em comparação com os limites estabelecidos pela Portaria 2914/2011 (BRASIL, 2011). Os dados mostram que todos os parâmetros analisados respeitaram os limites estabelecidos pela legislação e comprovam a água como fonte viável e segura para o reuso.

O pH é um indicativo importante na avaliação da conformidade da água para irrigação. Almeida (2010) afirma que o intervalo usual de pH da água deve estar entre 6 e 8,5 e a condutividade elétrica entre 0 - 300 μS/cm para usos de irrigação. Os resultados obtidos para o pH e condutividade foram 6,27 e 27,5 μS/cm, respectivamente, valores coerentes com o proposto pela literatura. Vale salientar que, além das características físico-químicas, fatores associados ao manejo de irrigação, condições climáticas, tipo de solo e a tolerância das culturas também devem ser analisados em conjunto na avaliação da adequabilidade da água para irrigação (SILVA *et al.*, 2011).

Quanto à condutividade, não há restrições na presente na legislação. Cunha *et al.* (2014) afirma que valores de condutividade altos sugerem a presença de íons, que por sua vez podem ser misturados com a água durante o processo de condensação, ao passo que para valores baixos, a água é considerada ultrapura e instável, absorvendo contaminantes do meio para se estabilizar. Entretanto, os resultados da análise de metais/cátions indicam que as concentrações estão muito abaixo dos limites exigidos pela legislação.

Tabela 3.- Análise físico-química

Parâmetros	Unidade	Resultado médio das análises	Valor máximo permitido pela Portaria MS nº 2914/2011
pН	-	6,27	6,0-9,5
Condutividade	μS/cm	27,5	-
Alumínio	mg/L	< 0,0024	0,2
Cádmio total	mg/L	< 0,0001	0,005
Chumbo total	mg/L	< 0,0015	0,01
Cobre	mg/L	< 0,0004	2
Cromo total	mg/L	< 0,003	0,05
Mercúrio total	mg/L	< 0,0026	0,001
Zinco total	mg/L	0,046	5

Os resultados da análise bacteriológica indicaram ausência de colônias típicas de coliformes fecais em todas as amostras (Tabela 04).

Tabela 4.- Análise bacteriológica

Amostra	Resultado da	Valor máximo permitido pela
Amostra	análise	Portaria MS n° 2914
1	Ausente	Ausente
2	Ausente	Ausente
3	Ausente	Ausente
4	Ausente	Ausente

Orçamento

A viabilidade do sistema está associada ao tempo de retorno. A Tabela 5 apresenta o *pay back* do sistema de aproveitamento de água. Com base nos dados, é possível afirmar que a implantação do sistema é bastante satisfatória em termos de economia financeira com abastecimento de água e apresenta um rápido *pay back*. A implantação do sistema proporcionará uma produção de água na ordem de 17.937,00 litros de água/mês, equivalente a R\$ 2.210,21 reais/mês. Volume de alta relevância, considerando a limitação e escassez dos recursos hídricos em cidades do semiárido brasileiro.

Para fins práticos, o volume obtido possibilita abastecer 89 (oitenta e nove) casas populares durante 1 (um) dia, considerando 4 (quatro) moradores em cada residência e a quantidade mínima

de água *per capita* proposta por Gleick (1996) *apud* Cohim *et al.* (2009), correspondente a 50 litros/pessoa.dia.

Tabela 5.- Pay back do sistema de aproveitamento da água de ar condicionado

Custo mensal sem o aproveitamento da águ condicionados (R\$/mês)	2.469,42
Custo da implantação do sistema (R\$)	28.095,19
Custo mensal com o aproveitamento da condicionados (R\$/mês)	água dos ar 259,21
Redução do custo mensal com a implantaç sistema (R\$/mês)	ão do 2.210,21
Redução do custo mensal com a implisistema (%)	lantação do 89,50
Período de retorno (meses)	12,7

A significativa redução de 89,50% referente ao custo mensal com a demanda de irrigação da edificação e o *pay back* de 12,7 meses são indicativos da eficiência da aplicação do sistema. Além da economia financeira, empresas públicas e privadas podem ser inseridas em um novo cenário mais sustentável, através da redução da dependência excessiva das fontes superficiais e subterrâneas, bem como da referência na responsabilidade ambiental de boas práticas de conscientização e a sensibilidade em relação à conservação da água.

O levantamento de materiais e mão de obra resultou em um custo total da obra para implantação do sistema de R\$ 28.095,19 (vinte e oito mil noventa e cinco reais e dezenove centavos). O projeto apresenta uma solução simples de baixo custo e possibilita grande benefício na economia do consumo de água.

CONCLUSÃO

O estudo de caso apresentado neste artigo mostrou que o investimento em sistemas de reuso da água proveniente de aparelhos de ar condicionados para fins não potáveis, como a irrigação, é uma alternativa viável diante do contexto da escassez hídrica e da adversidade das condições de abastecimento de água à população urbana no Brasil. Os resultados obtidos são bastante satisfatórios, uma vez que possibilita adequar a qualidade da água de fontes alternativas para usos menos restritivos das edificações de modo comprometido com ações sustentáveis.

As análises físico-químicas e de coliformes termotolerantes indicaram que a água é uma fonte viável e segura de reuso direto na instituição para fins não potáveis, como irrigação e lavagens. Os resultados dos custos referentes à implantação do sistema possibilitaram uma significativa economia financeira de água potável, calculada com base nas considerações e critérios do projeto anexado ao final do artigo. Além disso, o rápido *pay back*, caracterizado por um período de retorno de 12,7 meses, é notavelmente satisfatório.

Os objetivos propostos inicialmente com a implantação do sistema de aproveitamento de água proveniente de aparelhos de ar condicionados foram alcançados, de maneira que o estudo confirma a viabilidade econômica e construtiva. Além dos benefícios esperados, outro fator de grande relevância é a contribuição acadêmica sobre ações ambientalmente inteligentes para formação de futuros profissionais e o incentivo a novas práticas de conservação e uso sustentável dos recursos hídricos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência nacional de águas – ANA. (2016). "Conjuntura dos recursos hídricos: Informe 2016". Brasília: ANA, 2016.

Almeida, O. A. (2010). "Qualidade da água de irrigação". Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010.

ANA. Atlas Brasil. (2010). "Abastecimento Urbano de Água". Brasília: ANA, 2010. Disponível em: http://atlas.ana.gov.br/Atlas/downloads/atlas/Resumo%20Executivo/Atlas%20Brasil%20-%20Volume%202%20-%20Resultados%20por%20Estado.pdf. Acesso em: 11 out. 2017.

Associação brasileir. de normas técnicas. (1998) NBR 5626: Instalação predial de água fria. Rio de Janeiro, 1998.

Barbosa, G. S. (2008). "O desafío do desenvolvimento sustentável". *Visões*, 4ª Ed, Rio de Janeiro, v. 1, nº 4, 11p, Jan/Jun. 2008.

Brasil. (2011). Ministério da Saúde. Portaria nº 2914, de 12/2011. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 14 dez. 2011. Seção 1, p. 39-46.

CNRH - Conselho nacional de recursos hídricos. (2005). Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direito não potável de água. Diário Oficial [da] União, Brasília, DF, 09 de mar. 2006.

Cohim, E. *et al.* (2009). "Consumo de água em residências de baixa renda – estudo de caso". In: *Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental*, 25., 2009, Recife. Anais... Recife: ABES, 2009. 9 p.

Cunha, J. A. *et al.* (2015). "Quantificação e caracterização das águas de aparelhos de ar condicionados para uma proposta de reúso direto no IFCE - Campus Quixadá". Disponível em: < http://www.ihab.org.br/o2015/trabalhos completos/22.pdf>. Acesso em: 24 out. 2017.

EC (**European Communities**). (2009). "Common implementation strategy for the water framework directive", 2009.

Fortes, P. D.; Jardim, P. G.; Fernandes, J. G. (2015) . "Aproveitamento de água proveniente de aparelhos de ar condicionado". In: *Simpósio de Excelência em Gestão Tecnológica*, 12., Resende, 2015. Anais... Resende, 2015.

Hespanhol, I. (2008). "Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos". Estudos avançados, v. 22, n. 63, p. 131-158, 2008.

Macintyre, A. J. (2010). "Instalações Hidráulicas Prediais e Industriais". 4. ed. Rio de Janeiro: Ed. LTC - Livros Técnicos e Científicos, 2010.

Nunes, R. S. (2006). "Conservação da água em edifícios comerciais: potencial de uso racional e reuso em shopping center". Rio de Janeiro: Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

Pimenta, P. L. (2016). "Análise quantitativa do aproveitamento da água dos aparelhos de ar condicionado do Centro de Tecnologia da UFRN". *Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Departamento de Engenharia Civil*. Natal, RN, 2016.

Queiroz, L. A. (2017). Projeto [mensagem pessoal]. Mensagem recebida por <deborapbrocha@gmail.com> em 28 ago. 2017.

Rigotti, P. (2014). "Projeto de aproveitamento de água condensada de sistema de condicionadores de ar". Monografía (Graduação em Engenharia Mecânica) - *Departamento de Ciências Exatas e Engenharias, Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul.* Panambi, 2014. 41 f.

Santeno. (2014). "Informações técnicas: sistema de irrigação". Disponível em: http://kadox.com.br/wp-content/uploads/2013/04/CATALOGO-SANTENO-2014.pdf. Acesso em: 20 out. 2017.

Silva, I. N. et al. (2011). "Qualidade de água na irrigação". *Agropecuária científica no semi-árido*, v. 07, n. 03, p. 01-15, 2011.

SINAPI. Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil. (2017) Natal: IBGE e Caixa. (2017). Disponível em: http://www.caixa.gov.br/. Acesso em: 02 nov. 2017.

SNIRH. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos. (2017) Disponível em:

http://portal1.snirh.gov.br/ana/apps/webappviewer/index.html?id=3a78c627739e448f8ea7e3e6aa9b7a1b/. Acesso em: 24 out. 2017.

UNESCO. (2017). "Águas residuais: o recurso inexplorado". Disponível em: http://unesdoc.unesco.org/images/0024/002475/247553por.pdf>. Acesso em: 07 nov. 2017.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

CONSIDERACIÓN DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA PLANIFICACIÓN DE OBRAS DE MITIGACIÓN DE INUNDACIONES EN LA REGIÓN HÚMEDA ARGENTINA

Julio Cardini, Mauro Campos, Noelia Legal, Maribel Garea, Tamara Faya y Raul Caceres Serman & Asociados. S.A., Pico 1641 CABA, Argentina. (54-11) 4703-2420, cardini@serman.com.ar

RESUMEN:

El objetivo del análisis es mostrar la influencia que los escenarios de Cambio Climático podrían tener en la intensidad de precipitación utilizada para estimar los cambios que se podrían experimentar en el presente siglo, teniendo en cuenta su influencia en las inundaciones de áreas urbanas, así como la efectividad de las medidas adoptadas para mitigarlas. Se desarrolló una metodología para estimar la influencia del Cambio Climático en la precipitación extrema de la Región Húmeda de Argentina, que es útil para evaluar el impacto de las medidas de mitigación de inundaciones, considerando la adaptación al Cambio Climático. Con estos criterios, se generaron los hidrogramas de las subcuencas de los ríos Luján y Areco, utilizando los modelos hidrológicos MIKE SHE (hidrología distribuida) y HEC-HMS. El impacto del cambio climático en los flujos del río Areco fue un aumento del orden del 15% al 20% para la recurrencia de 50 años, y más del 30% para la recurrencia de 2 años. Con estos hidrogramas, se estudió el impacto de las obras de mitigación de inundaciones del Plan de Manejo Hídrico del Río Areco, canalizaciones y áreas de retención temporal de excedentes hídricos, para inundaciones con recurrencias de 2 a 100 años, con y sin efecto del Cambio Climático. Para el Plan Maestro Integral de Regulación y Obras de Saneamiento del Río Luján, la planificación se realizó usando el escenario con Cambio Climático.

ABSTRACT:

The objective of the analysis is to show the influence that climate change scenarios could have on the precipitation intensity used to estimate the changes that could be experienced in the current century, taking into account the influence that these changes could have on the floods that affect urban areas, as well as the effectiveness of the measures adopted to mitigate them. A methodology has been developed to estimate the influence of Climate Change on the extreme rainfall of the Humid Region of Argentina, which is useful to evaluate the impact of flood mitigation measures, considering adaptation to Climate Change. With these criteria, the contribution hydrographs of the sub-basins of the Luján and Areco rivers were generated, using the hydrological models MIKE SHE (distributed hydrology) and HEC-HMS. The impact of climate change on the Areco river flows was an increase of the order of 15% to 20% for recurrence of 50 years, and greater than 30% for recurrence 2 years. With these hydrographs, was studied the impact of the flood mitigation works of the Areco River Water Management Plan, canalizations and areas of temporary retention of water surpluses, for floods with recurrences from 2 to 100 years, with and without effect of Climate Change. For the Integral Master Plan for Regulation and Sanitation Works of the Luján River, the planning of the works was done using the scenario with Climate Change.

PALABRAS CLAVES: cambio climático; incremento precipitación; mitigación de inundación

INTRODUCCIÓN

Durante el último siglo el Sudeste de América del Sur ha experimentado importantes cambios en su régimen de precipitación, y como consecuencia se ha afectado el balance hidrológico de la región, particularmente sobre la Cuenca del Plata. Según Barros et al. (2006), se han observado cambios en varias regiones del mundo, pero en América del Sur se han encontrado los de mayor magnitud. Además, las tendencias se han intensificado en los últimos 30 a 40 años debido a cambios en la circulación atmosférica y probablemente también por el cambio de uso de suelo.

La evaluación de los procesos hidrológicos en estudios de recursos hídricos se basa, entre otros aspectos, en el estudio estadístico de series hidrológicas homogéneas, es decir, en series cuyos estadísticos fundamentales no se alteran con el tiempo. Según Barros et al. (2006), la hipótesis de que las series climáticas o de sus derivados son estacionarias aparece como poco apropiada. Esta tesitura es apoyada en el hecho de que actualmente es frecuente encontrar series estadísticas de comportamiento temporal no homogéneo. La falta de representatividad de una muestra de datos observados puede enmascarar toda la variabilidad de la población de la cual proviene la serie estadística. En general se observa la existencia de pocas series de datos con registros superiores a 80 años y solamente a partir de las últimas décadas se ha comenzado a obtener series de larga duración que permiten su comparación. En muchos casos el comportamiento hidro-climático ha sido basado en el análisis de series de 20 a 40 años de datos hidrológicos, hecho que puede introducir tendenciosidad en el análisis de la variabilidad climática y el cambio climático, debido a que la variabilidad interdecadal comienza a tener una influencia preponderante en los valores registrados, y la misma se debe a forzantes diferentes del Cambio Climático, como cambios en la temperatura de la superficie del mar, de la circulación atmosférica planetaria o del uso del suelo.

El objetivo del presente análisis es poner de manifiesto la influencia que podría tener en la precipitación los escenarios de cambio climático que se utilizan para estimar los futuros cambios que se podrían experimentar en el presente siglo, y la influencia que estos cambios podrían tener en las inundaciones que afectan áreas urbanas, así como en la efectividad de las medidas de mitigación adoptadas. Se evalúan en particular las cuencas de los ríos Luján y Areco.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para el presente estudio se empleó información provista por el informe "Cambio climático en Argentina; tendencias y proyecciones" elaborado por el Centro de Investigaciones del Mar y la Atmósfera (CIMA), como contribución al Proyecto Tercera Comunicación Nacional a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), de la Secretaria de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación (SAyDS), con el objeto de presentar una evaluación de las tendencias del clima del pasado reciente (desde la segunda mitad del siglo XX) y una proyección del clima futuro (siglo XXI) de la Argentina. Gran parte de los comentarios generales presentados a continuación proceden de dicho informe.

Los índices extremos relacionados con la precipitación que fueron usados para el presente estudio son la precipitación diaria máxima del año y la precipitación máxima anual de 5 días consecutivos. Los escenarios climáticos del siglo XXI fueron calculados sobre dos horizontes temporales: clima futuro cercano (2015-2039), de interés para las políticas de adaptación (y en nuestro caso aplicable al diseño de obras de control de inundaciones), y clima futuro lejano (2075-2099), que se considera de carácter informativo sobre el largo plazo.

El uso de Modelos Globales de Circulación (MCG) para el desarrollo de escenarios de cambio climático global permite estimar los impactos globales de los cambios en los gases de invernadero, y otros procesos. Son capaces de simular las características globales del clima y de sus cambios en el pasado reciente y por lo tanto cuentan con un consenso de credibilidad como herramienta para el desarrollo de escenarios climáticos globales futuros. Los escenarios se construyen con diferentes hipótesis sobre las futuras concentraciones de gases de efecto invernadero (GEI). Se cuenta con un conjunto de escenarios climáticos conocido como CMIP5 (Taylor et al., 2012).

Una de las mayores limitaciones de los MCG es que no siempre hacen una representación adecuada del clima a nivel regional. En particular, si bien los modelos son capaces de reproducir los elementos climáticos fundamentales que describen cualitativamente el campo de precipitación en el clima regional del sur de América del Sur, sus errores en la cuantificación de la precipitación son importantes (CIMA, 2015). No obstante, los resultados obtenidos por el CIMA indican que en general, los modelos globales tuvieron una mejor representación del clima observado que 7 modelos regionales que fueron evaluados (con una resolución de 0,44° equivalente, a unos 50 km), lo que puede atribuirse a que los modelos globales son de una generación de modelos más nueva.

Los resultados de los MCG del CMIP5 se basan en escenarios representativos de trayectorias de concentración (sigla en inglés, RCP). Estos escenarios de concentración se distinguen por el forzamiento radiactivo en watts por metro cuadrado al que llegan en el año 2100. Se elaboraron escenarios climáticos de dos escenarios RCP 4.5 y 8.5. El primero corresponde a emisiones moderadas y el escenario RCP8.5 al caso en que las emisiones continuarán creciendo con las tendencias actuales hasta fin de siglo, es decir, el mismo es más conservativo en cuanto a la predicción de los impactos del efecto invernadero.

En el caso de la Provincia de Buenos Aires (región Húmeda), los MCG considerados para realizar los promedios generales de precipitación son: CCSM4 (NCAR, Estados Unidos, resolución 0,9° lat. x 1,25° long.), CMCC-CM (Centro Euro-Mediterraneo per I Cambiamenti Climatici, Italia, resolución 0,75° x 0,75°) y NorESMI-M (Norwegian Climate Centre, Noruega, resolución 1,8° x 2,5°), mientras que el modelo MRI-CGCM3 (Meteorological Research Institute, Japón, resolución 1,1° x 1,2°) fue considerado pero luego no utilizado en los promedios generales.

Las fuentes de incerteza sobre los escenarios climáticos regionales del futuro provienen de la falta de habilidad de los modelos climáticos para representar con exactitud el clima regional, de los escenarios de emisiones y de la variabilidad interdecadal del clima que por el momento no es captada adecuadamente por los modelos climáticos. No obstante lo señalado, en el futuro lejano, como el cambio por el aumento de las concentraciones de GEI es grande, se puede suponer que la variabilidad interdecadal será menor en relación a aquella y por consiguiente para este futuro, la incerteza queda circunscripta a los errores de los modelos y a los posibles escenarios de emisiones. En el futuro cercano, la incertidumbre ocasionada por diferentes escenarios de concentración de GEI posibles es muy reducida, mientras que las contribuciones de las otras dos fuentes de la incertidumbre son grandes.

Respecto de la variabilidad en la Región Húmeda el CIMA indica que excepto para el escenario RCP8.5 en el futuro lejano, las señales de cambio son poco relevantes, y se podría asumir que no habría mayores cambios en la precipitación en todo el país en el futuro cercano, ni tampoco en el caso del escenario RCP4.5 en el futuro lejano. La precipitación media anual aumentó en casi toda la región y los resultados son significativos al 95% (confianza alta). Los indicadores de extremos que se asocian con potenciales desastres por inundaciones cambiaron consistentemente con las mayores precipitaciones lo que se evidenció más claramente con los valores acumulados en 5 días y en un mes (Doyle y otros 2012). En el futuro cercano, la precipitación media regional no tendría mayores cambios y con bastante certeza no se revertiría el aumento registrado entre 1960-2010 (confianza alta). Para el futuro lejano y en el escenario RCP8.5 habría un aumento del orden del 10%, pero existe un grado de incerteza asociado con los modelos, por lo que no habría que descartar aumentos aún mayores (confianza media).

El Informe del CIMA indica que como resultado del cambio climático habría una tendencia en toda la región hacia mayores valores de la precipitación anual acumulada en eventos de precipitación intensa. Para la zona que abarca las Cuencas de los ríos Areco y Luján, el incremento de precipitación máxima anual en el escenario de emisiones moderadas RCP 4.5, es del orden de 4 a 6 mm en el futuro cercano y de 8 a 12 mm en el futuro lejano. Para el escenario de emisiones conservativo RCP 8.5, los valores son de 12 a 16 mm para el futuro cercano, y de 20 a 24 mm para el futuro lejano.

El CIMA desarrolló una base de datos que incluye los datos de precipitación y temperatura del clima del pasado reciente (1961-2010) y del clima futuro (2015-2039, 2075-2099) simulados por los

modelos climáticos que fueron seleccionados en el proceso de validación. Los datos simulados están disponibles en un reticulado geo-referenciado de 0.5° de latitud y longitud de resolución. Se proveen los datos promedio del ensamble multi-modelo como de cada uno de los modelos individuales. En el marco de los estudios realizados para las cuencas de los ríos Areco y Luján, se realizó un análisis de las precipitaciones máximas anuales históricas y de los pronósticos para el futuro cercano y lejano (índices de precipitaciones diarias máximas anuales (Rx1day) y acumuladas de 5 días (Rx5day)), para el escenario de emisiones más desfavorable RCP 8.5., basado en estos datos grillados.

RESULTADOS

Por ejemplo, para la cuenca de Areco, se utilizaron los puntos de grilla más cercanos a la cuenca, a los que se asociaron los nombres de las localidades más cercanas, Latitud 34,25° S - Longitud 59,75° W (Capitán Sarmiento), Latitud 34,25° S - Longitud 59,75° W (Sulpacha).

Para el mediano plazo (futuro cercano) los pronósticos indican incrementos de la precipitación máxima diaria del orden del 10% al 27% en el caso de los modelos CCSM4, CMCC-CM y NorESM1-M, resultando el máximo incremento para el modelo CCSM4 en Suipacha y Capitán Sarmiento. En cambio se verifica un decrecimiento de hasta el 6% para el modelo MRI-CGCM3. Las tendencias son algo más moderadas para la precipitación acumulada en 5 días, alcanzando un máximo del 20% en el caso de Capitán Sarmiento. En el largo plazo (futuro lejano), todos los indicadores muestran incrementos, que son del orden del 13% (MRI-CGCM3) al 38% (CCSM4) para la precipitación diaria y del 23% al 29% para la acumulada de 5 días.

Para poder estimar factores de corrección de las precipitaciones debido al cambio climático, se analizaron las tendencias de crecimiento de las mismas, para cada punto de grilla y modelo, siempre considerando el peor escenario (RCP 8.5).

Los gráficos correspondientes a Salto para precipitaciones acumuladas en 1 y 5 días, se presentan como ejemplo en las Figuras 1 y 2.

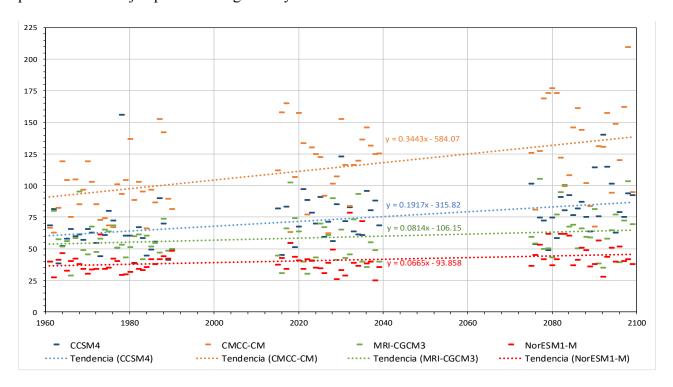


Figura 1.- Tendencia de precipitaciones máximas diarias, Índice Extremo Rx1day (mm), Escenario RCP8.5. Punto de Grilla Salto. Período 1961-2099

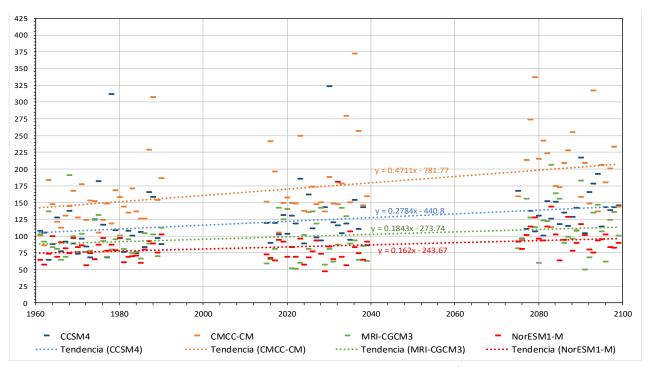


Figura 2.- Tendencia de precipitaciones máximas acumuladas de 5 días, Índice Extremo Rx5day (mm), Escenario RCP8.5. Punto de Grilla Salto. Período 1961-2099

Un ejemplo de los resultados obtenidos para Salto, en cuanto a las pendientes que representan las tendencias de las precipitaciones, transformadas en variaciones decádicas de la precipitación, se presentan en la Tabla 1.

Tabla 1.- Ejemplo de variación de precipitación Rx1day para Salto

- main an appropriate the province and provi								
	Variación de la Precipitación máxima diaria (Rx1day) en mm							
Período de análisis	CCSM4 CMCC-CM MRI-CGCM3 NorESM1		NorESM1-M	Promedio	Promedio sin MRI-CGCM3			
1961-2039	2.4	4.8	-0.1	0.5	1.9	2.5		
1961-2099	1.9	3.4	0.8	0.7	1.7	2.0		
D. 7. 1. 1 (1°	Variación de la Precipitación Máxima Acumulada en 5 días (Rx5day				en mm			
Período de análisis	CCSM4	CMCC-CM	MRI-CGCM3	NorESM1-M	Promedio			
1961-2039	3.7	7.2	-0.6	0.5	2.7	3.8		
1961-2099	2.8	4.7	1.8	1.6	2.7	3.0		

Si bien es posible que se esté sobreestimando el incremento real de las lluvias extremas, pues también se está considerando el escenario más conservativo de emisiones (RCP 8.5), se adoptó un incremento de la precipitación máxima diaria de 2 mm/década. Este valor se adiciona a la precipitación diaria máxima estimada para la recurrencia de diseño de 50 años, distribuyéndola en los valores horarios en forma proporcional a su magnitud relativa. En cuanto a la precipitación acumulada de 5 días, se adoptó un valor de incremento de 3 mm/década.

Considerando que un horizonte de proyecto razonable para las obras a ser proyectadas es el año 2050, el incremento en las precipitaciones es de 12 mm para el máximo diario, y de 18 mm para el máximo acumulado de 5 días, valores en el rango de las estimaciones regionales del CIMA (2015).

En cuanto a la variabilidad de la precipitación, se puede apreciar en la Tabla 2 que la misma se incrementa notablemente para varios de los resultados de los modelos analizados (aunque no todos), siendo motivo de investigación analizar la manera más adecuada de incluir este efecto en las estimaciones de precipitación futura, para obtener valores conservativos pero no exagerados.

Con estos criterios se generaron los hidrogramas de aporte de las subcuencas de los ríos Luján y Areco, empleando los modelos hidrológicos MIKE SHE (hidrología distribuida) y HEC-HMS. El impacto del cambio climático en los caudales del río Areco fue un incremento del orden del 15% al 20% para recurrencia de 50 años, y superior al 30% para recurrencia 2 años.

Tabla 2.- Ejemplo de variación de precipitación Rx1day para Salto

Período	Indicador	CCSM4	CMCC-CM	MRI-CGCM3	NorESM1-M
Histórico 1960-2010	Media	62,2	93,9	55,8	37,8
	Desvío St.	21,5	22,8	12,9	6,9
Futuro	Media	74,9	118,4	55,9	40,2
Cercano 2015-2039	Desvío St.	17,4	27,8	20,0	12,4
Futuro	Media	83,1	132,2	65,6	45,5
Lejano 2075-2099	Desvío St.	20,6	35,7	19,9	9,6

Variaciones respecto al período Histórico (incrementos %)

Período	Indicador	CCSM4	CMCC-CM	MRI-CGCM3	NorESM1-M
Futuro	Media	20%	26%	0%	6%
Cercano 2015-2039	Desvío St.	-19%	22%	55%	80%
Futuro	Media	33%	41%	18%	20%
Lejano 2075-2099	Desvío St.	-4%	57%	55%	39%

Con estos hidrogramas, se estudió el impacto de las obras de mitigación de inundaciones del Plan de Manejo Hídrico del río Areco (Serman & Asociados, 2017), canalizaciones y áreas de retención transitoria de excedentes hídricos, para escenarios de inundación con recurrencias de 2 a 100 años, con y sin el efecto del Cambio Climático.

Para el Plan Maestro Integral de Obras de Regulación y Saneamiento del río Luján (Serman & Asociados, 2015), la planificación de las obras se realizó considerando el escenario de precipitaciones con Cambio Climático.

Los modelos fueron calibrados comparando las zonas inundadas reales (obtenidas a través del procesamiento de imágenes satelitales) y las modeladas, como se ilustra en las figuras 3 a 5.

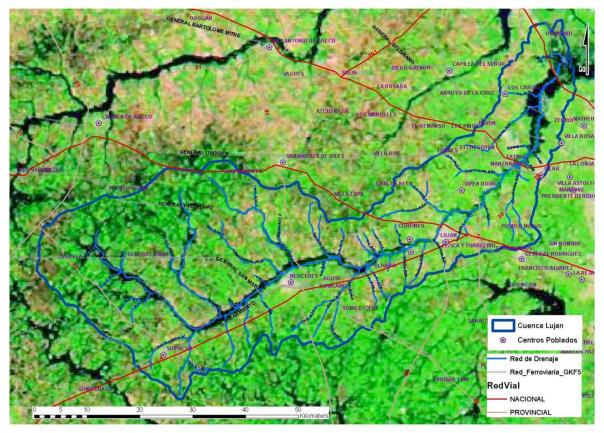


Figura 3.- Áreas inundadas en la cuenca del río Luján. Imagen Satelital de fecha 4/11/2014

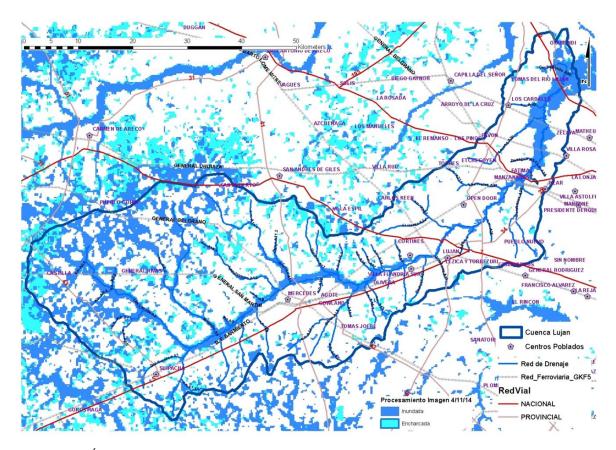


Figura 4.- Áreas inundadas en la cuenca del río Luján. Procesamiento Imagen Satelital 4/11/2014

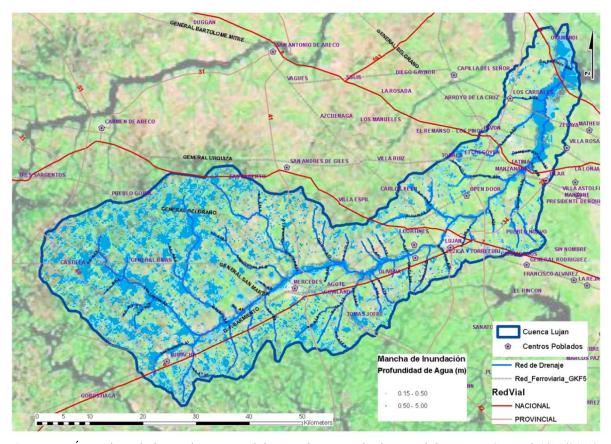


Figura 5.- Áreas inundadas en la cuenca del río Luján. Resultados Modelo MIKE-SHE el 4/11/2014

En las Figuras 6 a 9 se presentan las áreas inundadas con recurrencia 5 y 100 años en inmediaciones de San Antonio de Areco, sin y con el efecto del Cambio Climático. Debido a la morfología de la planicie inundable, las mayores diferencias no se visualizan en la extensión del área, sino en la profundidad máxima del agua.

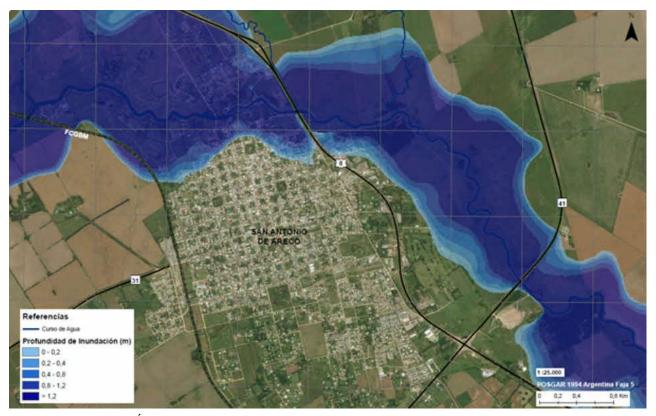


Figura 6.- Áreas inundadas sin Cambio Climático situación actual. Recurrencia 100 años

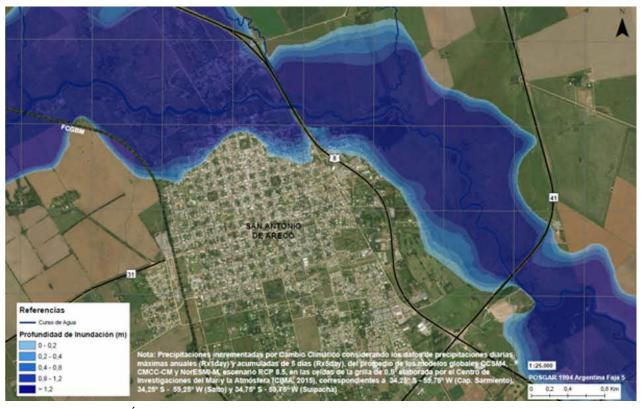


Figura 7.- Áreas inundadas con Cambio Climático situación actual. Recurrencia 100 años

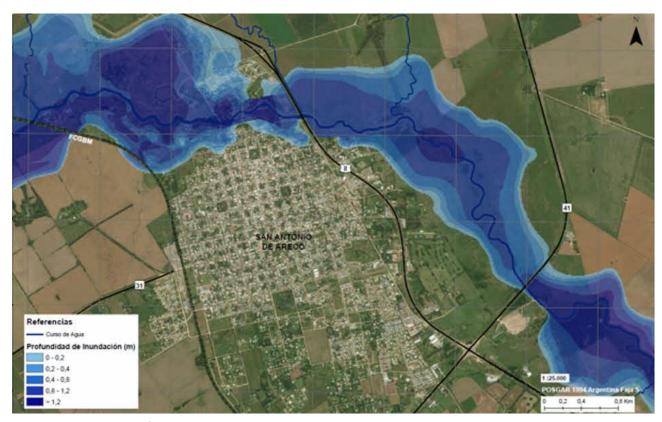


Figura 8.- Áreas inundadas sin Cambio Climático situación actual. Recurrencia 5 años

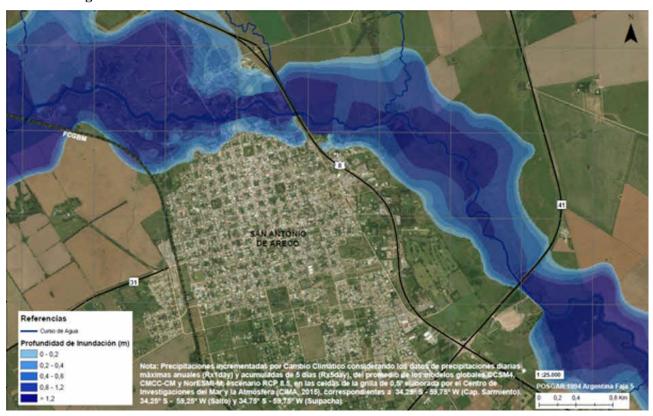


Figura 9.- Áreas inundadas con Cambio Climático situación actual. Recurrencia 5 años

El análisis de las obras en las diferentes etapas se realizó en ambos escenarios, verificándose que el Cambio Climático provocaría un incremento en los niveles de agua del orden de 20 a 30 cm según la zona analizada. En la Figura 10 se ilustran los resultados para recurrencia de 100 años.

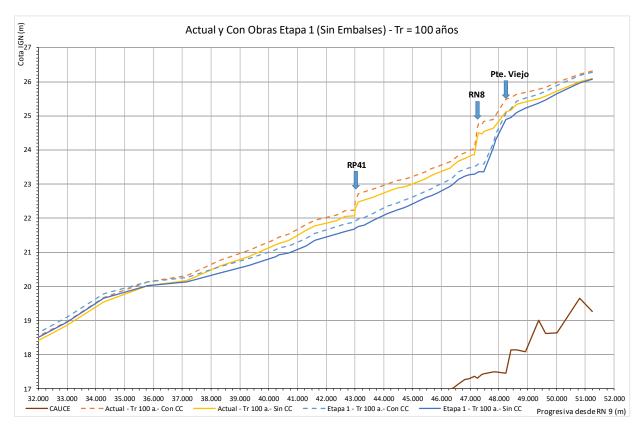


Figura 10.- Ejemplo del impacto del CC en los niveles de agua del río Areco para recurrencia 100 años Las Obras de Etapa 1 de mitigación de inundaciones se ilustran en la Figura 11:



Figura 11.- Obras sobre el cauce del río Areco en inmediaciones del casco urbano

Las Obras de Etapa 1 generan para una crecida de 50 años de recurrencia:

- Reducción de niveles de 1,0 m aguas arriba de la RN Nº 8 y de 50 cm aguas abajo del Puente Viejo (frente al área urbana)
- Reducción de niveles de 70 cm aguas arriba de la RN Nº 41 y de 45 cm aguas abajo
- Incremento de niveles inferior a 20 cm en la zona rural aguas abajo de la ampliación del cauce

Las Obras adicionales de Etapa 2 (embalses y balneario) generan:

- Reducción adicional de niveles con respecto a la Etapa 1, de 60 cm aguas abajo del Puente Viejo y de 30 cm en general en la mayor parte del perfil longitudinal.
- Compensan la elevación de niveles en zona rural aguas abajo del fin de la ampliación del cauce

Los beneficios de las obras se calcularon a partir de las manchas de inundación en una consultoría independiente, desarrollada por el Economista Andrés Juan (2017), identificando y cuantificando los daños evitados por las obras en las fracciones censales anegadas.

Tradicionalmente la evaluación económica de proyectos de regulación y control se apoyaba en la idea de que:

- las obras resultarían capaces de disminuir el área inundada y la profundidad del agua, mientras que,
- las medidas no estructurales contribuirían disminuyendo las consecuencias de la inundación remanente

Como resultado el daño resultaría menor que en la situación sin proyecto, constituyéndose el ahorro por el daño evitado en el principal beneficio del proyecto.

Antes de comenzar a considerar el impacto el Cambio Climático, el ahorro por el daño evitado se calculaba para el año base y únicamente se consideraba el posible incremento por al crecimiento de los bienes y las actividades en el área inundable.

El análisis económico era estático salvo por la inclusión del factor de crecimiento de la actividad del hombre en el área afectada.

Al incluir la variable Cambio Climático, dado que éste se profundiza con el paso del tiempo, el análisis pasa a ser dinámico, con las inundaciones, con y sin proyecto, cambiando cada año.

Para darle cabida al factor Cambio Climático, en la evaluación económica del proyecto de regulación de San Antonio de Areco, se procedió de la siguiente manera:

- se calculó el daño y el ahorro por el daño evitado, en el año base (2017) y se lo proyectó al año 2050 en base a la tasa esperada de crecimiento anual de la actividad:
- se calculó el área inundada, con y sin proyecto, considerando el efecto del cambio climático, al finalizar el periodo de análisis (2050) y se calculó el daño y el daño evitado, incluyendo el crecimiento de la actividad económica;
- se calculó la tasa media anual acumulativa entre el daño evitado al año 2017 y el daño evitado en el año 2050, incluyendo este último el crecimiento de la actividad y el impacto del cambio climático;
- se le descontó al daño estimado para el año 2050 la tasa media anual acumulativa, año por año, hasta el año base.

En el caso del proyecto de mitigación de inundaciones en la cuenca del río Areco, la Tasa Interna de Retorno resultante para el escenario con Cambio Climático, se incrementó en un factor 1,23, con respecto al resultado obtenido para el escenario sin Cambio Climático.

CONCLUSIONES

Se ha desarrollado una metodología para estimar la influencia del Cambio Climático en las precipitaciones extremas de cuencas de la Región Húmeda de Argentina, la cual resulta de utilidad para evaluar el impacto de medidas de mitigación de inundaciones, que consideren la adaptación al Cambio Climático.

La misma podría ser optimizada incluyendo la variabilidad de la precipitación además de la tendencia, en el marco de una investigación ulterior sobre este aspecto. Si bien la inclusión de esta variabilidad podría incrementar aún más las precipitaciones, dado que la diferencia en los desvíos estándar entre distintos modelos es muy relevante, la definición del impacto de esta variable es poco precisa y su introducción sin un análisis más profundo, podría llevar a consideraciones excesivamente conservativas en cuanto a los caudales futuros a manejar.

REFERENCIAS

Barros, V., Clarke R., Silva Días, P. (2006). "El Cambio Climático en la Cuenca del Plata". Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas – CONICET. Buenos Aires.

Centro de Investigaciones del Mar y la Atmósfera (CIMA) (2015). Cambio climático en Argentina; tendencias y proyecciones.

Doyle, M., Saurral, R., Barros V. (2012). "Trends in the distributions of aggregated monthly precipitation over the La Plata Basin". Int. J. Climatol., 32, 2149-2162

Serman & Asociados S.A. (2015). "Estudio Plan Integral y Proyecto de Obras de Regulación y Saneamiento del río Luján". Dirección Provincial de Obras Hidráulicas - DIPSOH

Serman & Asociados S.A. (2017). "Complementación y actualización del Plan de Manejo Hídrico del río Areco – 2012". Banco Interamericano de Desarrollo.

Taylor, KE, Stouffer RJ, Meehl GA. (2012). "An Overview of CMIP5 and the experiment design". *Bulletin of the American Meteorological Society* 93: 485–498. DOI: 10.1175/BAMS-D-11-00094.1.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

APLICAÇÃO DO CONCEITO DA PROFUNDIDADE DE MISTURA GERADA PELA AÇÃO DE ONDAS NO RESERVATÓRIO DE LAJEADO, TOCANTINS

Marcelo Marques¹, Fernando O. de Andrade², Cristhiane M. P. Okawa³, Elaine P. Arantes³, Isabela Arantes Ferreira⁴

1 Universidade Estadual de Maringá, Umuarama, Paraná, Brasil – e-mail:mmarques@uem.br 2 Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil – e-mail: fandrade@utfpr.edu.br 3 Universidade Estadual de Maringá, Umuarama, Paraná, Brasil - e-mail: eparantes@uem.br 4 Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Paraná, Brasil - e-mail: isarantes10@gmail.com

RESUMO:

Neste trabalho o conceito de fetch associado a profundidade de mistura foi aplicado ao reservatório de Lajeado, Tocantins, Brasil, com o objetivo de obter a representação das profundidades de mistura para 16 direções de vento e para intensidades de vento de 5, 10, 15 e 20 m/s. A técnica de modelagem computacional utilizada foi a técnica paramétrica bidimensional que se baseia no cálculo do campo de fetch pelo método de Saville, mediante a utilização de uma malha computacional estruturada para representação do reservatório. Baseado no cálculo do campo bidimensional de fetch, as profundidades de mistura foram avaliadas por equações paramétricas conhecidas como SMB. Os resultados mostraram que para todas as velocidades de vento agindo sobre a superfície livre as profundidades de mistura superaram a profundidade média do reservatório. Isto leva a crer que o reservatório em estudo dificilmente atinge uma condição de estratificação, devendo ser um processo comum em pontos do reservatório a ressuspensão de sedimentos do fundo.

ABSTRACT:

In this work, the concept of fetch associated with mixing depth was applied to the Lajeado reservoir, Tocantins, Brazil, in order to obtain the representation of the mixing depths for 16 wind directions and for wind intensities of 5, 10, 15 and 20 m/s. The computational modeling technique used was the two-dimensional parametric technique that is based on the calculation of the fetch field by the Saville method, using a structured computational mesh to represent the reservoir. Based on the calculation of the two-dimensional fetch field, the mixing depths were evaluated by parametric equations known as SMB. The results showed that for all wind speeds acting on the free surface, the mixing depths exceeded the average depth of the reservoir. This leads us to believe that the reservoir under study can hardly reach a stratification condition, and that sediment suspension from the bottom should be a common process in parts of the reservoir.

PALAVRAS CHAVES: ONDACAD; fetch; transporte de sedimentos

INTRODUÇÃO

Lagos e reservatórios são componentes indissociáveis da paisagem brasileira, presentes em todas as grandes bacias hidrográficas. A opção do Brasil pela hidro-eletricidade e a crescente demanda de energia permitem antever que a ocupação de novas bacias ou sub-bacias hidrográficas por reservatórios será inevitável (Marques, 2013). O fundo destes corpos hídricos são, em grande parte, cobertos por sedimentos. Devido à grande superfície dos reservatórios exposta ao vento, verifica-se a geração de ondas. Quanto maior o comprimento da onda e menor a profundidade, maiores as tensões de cisalhamento geradas no fundo e a consequente ressuspensão de sedimentos. A maioria destes sedimentos se depositam por interferências antrópicas, favorecendo a ocorrência de erosão, voçorocas, transporte excessivo de sedimentos nos rios, depósitos em locais inadequados e assoreamento de reservatórios artificiais.

A deposição de sedimentos em reservatorios, bem como o seu transporte e ressuspensão, constituem-se em problemas de alcance nacional, visto que somente em território brasileiro existem pouco mais de 23 mil lagos e reservatórios com mais de 20 hectares (Mello et al., 2007). A ação do vento nestes locais pode ser importante principalmente quando o eixo longitudinal do reservatório é orientado na sua direção predominante. A profundidade média destes corpos hídricos também é um fator importante, por que corpos de água rasos têm uma resposta mais rápida a processos de aquecimento e resfriamento ou a ressuspensão de sedimentos devido a ondas de vento (Arantes et al., 2015). Estas ondas podem induzir processos de mistura em toda coluna da agua, tendendo a destruir a estratificação vertical e favorecendo a criação de gradientes longitudinais e transversais mais intensos (Smith, 1994). Estudos em corpos hídricos desse tipo frequentemente demandam informações relacionadas à dinâmica da massa hídrica.

O termo profundidade de mistura é definido como a profundidade máxima afetada pela onda ao se propagar. O efeito da dispersão longitudinal provocado por ondas geradas pela ação do vento constitui-se em um processo de importante impacto no ambiente podendo provocar ressuspensão de sedimentos e desestratificação térmica do corpo hídrico. O conceito foi apresentado por Marques (2013) e se baseia na constatação de que uma onda de determinado comprimento, propagando-se, perturba a massa líquida a uma profundidade máxima equivalente à metade de seu comprimento. Deste modo, ao determinar a metade do comprimento da onda em um ponto, está se determinando a profundidade de mistura, como mostrado pela Figura 1.

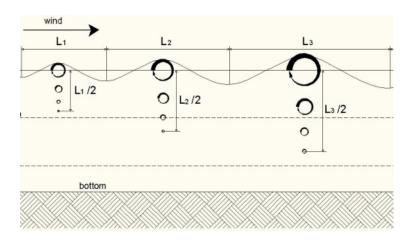


Figura 1.- Representação da profundidade de mistura para ondas de comprimento L.

No presente trabalho o conceito de profundidade de mistura foi aplicado ao reservatório de Lajeado, Brasil, de maneira a obter a representação da profundidade de mistura em toda a superfície livre para 16 direções de ventos e para intensidades de 5, 10, 15 e 20 m/s. A técnica de modelagem computacional utilizada, chamada de paramétrica bidimensional, é discutida neste trabalho.

MATERIAIS E MÉTODOS

A usina hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães, situada no Estado do Tocantins entre os municípios de Miracema do Tocantis e Lajeado, é uma das maiores obras civis no país construída com recursos da iniciativa privada. Sua localização está representada pela Figura 2. A barragem apresenta 2.100 m de comprimento e vertedouros com 14 vãos e capacidade para escoar 49.870 m³/s de água. De acordo com Pereira (2002), o reservatório desta usina conhecido como reservatorio de Lajeado, encontra-se em área de cerrado com baixo tempo de retenção (24 dias) e morfometria pouco complexa. O reservatório possui profundidade média de 3m, uma superfície de 626 km², área de drenagem de 184.219,0 km² e a velocidade média do rio Tocantins de 300 m/h (Pereira, 2002). Os estudos foram desenvolvidos para esta localização no período de março de 2016 com visitas de campo e no segundo semestre de 2016, mediante atividades de simulação computacional.

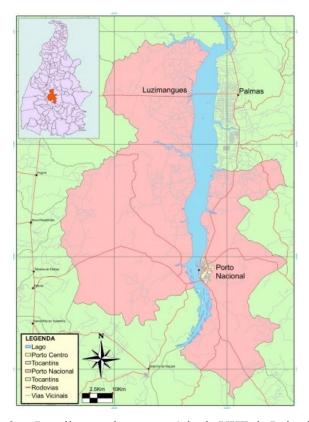


Figura 2.- Localização do reservatório da UHE de Lajeado, TO.

Modelo ONDACAD

A determinação da distribuição do fetch foi realizada com base no método geométrico de Saville (1954), pelo traçado apresentado esquematicamente para vento nordeste. De acordo com o método, o fetch em cada ponto e para determinada direção é definido por,

$$F = \sum_{i} x_{i} \cos \alpha_{i} / \sum_{i} \cos \alpha_{i} \quad , \tag{1}$$

onde F é o fetch, α_i é o ângulo entre a direção do vento e a direção secundária; e x_i é o comprimento na direção secundária.

Neste trabalho foi introduzido um importante aperfeiçoamento. O fetch passa a ser determinado por um método integral de acordo com

$$F = \int_{-\alpha}^{\alpha} F \cos\varphi d\varphi / \int_{-\alpha}^{\alpha} \cos\varphi d\varphi$$

$$0 \le \alpha \le \pi / 4 .$$
[2]

A distribuição do fetch é realizada de modo automatizado por um programa concebido em linguagem LISP denominado ONDACAD, o qual pode ser interpretado por programas de projeto assistido por computador, tais como o AutoCAD, zwCAD e CorelCAD.

Um dos módulos do modelo ONDACAD gera a distribuição do fetch com base na discretização da superfície do corpo de agua, baseada em uma malha estruturada quadrangular, mostrada na Figura 3a. Os nós da malha são percorridos respeitando-se a direção do vento fornecida e aplicando o método de Saville (1954) com resolução de um grau entre as linhas radiais para cada nó. A Figura 3b mostra o cálculo do fetch para cada ponto, onde o processamento foi interrompido para ilustrar o processo de cálculo do campo de fetch. A Figura 3c ilustra uma ampliação do processo de cálculo do fetch, mediante o método de Saville, para retas auxiliares separadas em 1 grau.

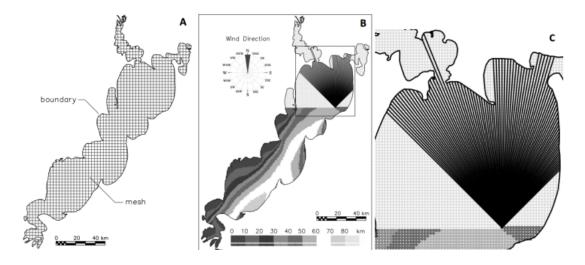


Figura 3.- (a) Geração de uma malha estruturada quadrangular; (b) Processamento propositalmente interrompido para mostrar os nós da malha sendo percorridos; (c) Ampliação de parte da Figura 3b.

Profundidade de mistura

Pela técnica de modelagem acima ilustrada, conhecida como modelagem paramétrica bidimensional, um campo de fetch é convertido em um campo de profundidade de mistura através de uma equação paramétrica. A equação paramétrica é obtida com base em conceitos físicos tratados pela teoria linear de ondas, para a qual o comprimento da onda em águas profundas é definido por,

$$L = \frac{gT^2}{2\pi} \tag{3}$$

onde L é o comprimento da onda, g é a aceleração gravitacional e T é o período da onda.

Para a determinação do período da onda é adotado o modelo SMB. Trata-se de uma equação paramétrica amplamente difundida no meio técnico e discutida em detalhes por Marques (2013). O período da onda é condicionado pela aceleração da gravidade, g, pelo comprimento do fetch, F, e pela intensidade do vento, U, de acordo com,

$$T = 7,54 \frac{U_{10}}{g} \tanh \left[0,077 \left(\frac{gF}{U_{10}^2} \right)^{0,25} \right]$$
 [4]

Bretschneider (1966) observa que o método referido como SMB foi inicialmente proposto por Sverdrup e Munk (1947) e posteriormente modificado pelo autor, recebendo as letras iniciais do

sobrenome de seus idealizadores. O método SMB foi objeto de inúmeras revisões e é um dos mais importantes modelos paramétricos de previsão de ondas (Cardone e Ross, 1979), sendo bastante empregado em função de sua simplicidade e eficiência (Kinsman, 1965; Wiegel, 1970).

Substituindo a equação (4) na equação (3) e assumindo que a profundidade de mistura (pfm) é a metade do comprimento da onda (L), é possível escrever,

$$pfm = \frac{4,52U_{10}^{2}}{g} \left\{ \tanh \left[0,077 \left(\frac{gF}{U_{10}^{2}} \right)^{0,25} \right] \right\}^{2} .$$
 [5]

Pela condição assumida de campo de ondas que são limitadas pelo fetch, as informações sobre a duração do vento tornam-se prescindíveis. Desta forma, foi mediante o uso da equação (5) que o campo de fetch foi transformado em um campo de profundidade de mistura.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A aplicação do modelo computacional ONDACAD permitiu a geração de 16 mapas, um para cada direção, para cada intensidade do vento, totalizando 64 mapas. As profundidades máximas perturbadas pela onda ao se propagar foram atingidas para vento sul, de modo que os resultados referentes ao vento soprando naquela direção estão mostrados nas Figuras 4 de modo ilustrativo. As profundidades máximas atingidas para todas as direções e intensidades de vento das simulações são apresentadas nas Tabelas 1 e 2.

Tabela 1.- Profundidades máximas (unidade em metros) atingidas pela onda para direções E a WNW.

U (m/s)	Direção	Е	ENE	NE	NNE	Ν	MMM	NW	WNW
Fetch	Fetch máx (km)	8,5	9,60	14,10	14,90	15,20	14,90	13,10	9,30
5		3,2	3,35	3,89	3,97	4,00	3,97	3,78	3,31
10	PFM máx (m)	4,5	4,62	4,95	5,00	5,01	5,00	4,89	4,59
15	Privi IIIax (III)	8,2	8,26	8,53	8,57	8,58	8,57	8,48	8,23
20		14,6	14,71	14,94	14,98	14,99	14,98	14,90	14,69

Tabela 2.- Profundidades máximas (unidade em metros) atingidas pela onda para direções W a ESE.

11/22/21	Direção	W	wsw	SW	SSW	\$	SSE	SE	ESE
U (m/s)	Fetch máx (km)	8,30	10,10	14,30	15,80	15,90	15,40	13,60	9,20
5	PFM máx (m)	3,16	3,42	3,91	4,06	4,07	4,02	3,84	3,29
10		4,49	4,66	4,96	5,05	5,05	5,03	4,92	4,58
15		8,15	8,29	8,54	8,61	8,61	8,59	8,50	8,22
20		14,62	14,74	14,95	15,01	15,01	14,99	14,92	14,69

Com base na tabela 2, observa-se que a menor profundidade perturbada pelas ondas foi de 3,2m, atingida pelo vento de 5 m/s no sentido transversal leste. Ventos provenientes da direção sul permitem a combinação aos maiores comprimentos de fetch, gerando ondas que atingem as maiores profundidades. Também é possível verificar que ventos soprando a 20 m/s gerariam ondas que, ao se propagar, atingiriam 15 m de profundidade, caso as condições batimétricas assim permitissem.

A profundidade média do reservatório é de 3m e um vento que sopra na direção do maior comprimento livre atinge esta profundidade, mesmo soprando com intensidade de 5m/s. Esta intensidade do vento é considerada de pequena intensidade e grande probabilidade de ocorrência. Portanto, estima-se que seja bastante comum que as perturbações geradas pela propagação das

ondas atinjam o fundo. Deste modo, através da análise dos resultados obtidos é possível estimar que se trata de um local que dificilmente atinge uma condição de estratificação térmica, devendo ser comum a ressuspensão de sedimentos do fundo.

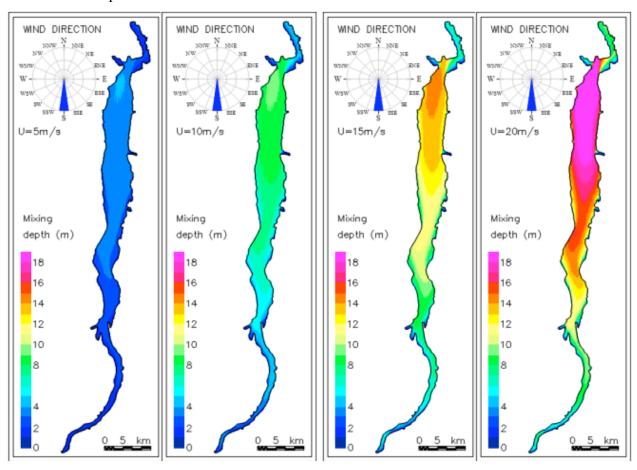


Figura 4.- Distribuição das profundidades atingidas pelas ondas geradas pela vento na direção sul

Com base nos resultados obtidos para as quatro intensidades do vento, foi elaborado um mapa de localização das maiores profundidades atingidas, ilustrado na Figura 5. É possível observar que a intensidade do vento não interfere na localização da maior profundidade atingida. Ventos de diferentes intensidades soprando da mesma direção não alteraram a posição da profundidade máxima atingida pela onda. Outro aspecto a destacar é que esta localização coincide com a localização do maior comprimento de fetch tornando os mapas de distribuição do fetch valiosas ferramentas na localização de profundidades extremas atingidas pelas ondas de vento ao se propagar.

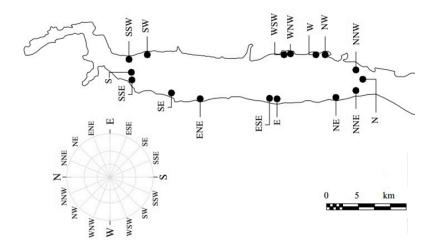


Figura 5.- Localização das maiores profundidades atingidas para cada direção.

CONCLUSÕES

O método gráfico de determinação do fetch, de aplicação trabalhosa pelo projetista, por exigir uma excessiva quantidade de operações gráficas, foi aprimorado e aplicado com sucesso pela utilização de processamento computacional viabilizando a aplicação do conceito de campo de fetch e sua transformação para campo de profundidade de mistura. A técnica foi utilizada para altura de ondas, tornando oportuna a validação da profundidade de mistura por estudos futuros.

Pelas conclusões do estudo, o reservatório de Lajeado dificilmente atinge uma condição de estratificação térmica, devendo ser comum a ressuspensão de sedimentos do fundo. As maiores profundidades foram atingidas para ventos orientados na direção do comprimento predominante do reservatório. A aplicação do conceito de profundidade de mistura via modelagem paramétrica bidimensional mostrou-se viável. O reduzido tempo de processamento na geração dos mapas e a demanda somente das informações sobre o vento (intensidade e direção) pode tornar oportuna a incorporação do modelo em sistemas de previsão em tempo real.

Um importante desdobramento que pode ser empreendido por trabalhos futuros é a incorporação da batimetria do lago no processo de modelagem, de modo a permitir o mapeamento das tensões no fundo geradas pela onda ao se propagar.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação Araucária pelo apoio recebido.

REFERÊNCIAS

Arantes, E. P.; Marques, M; Andrade F. O.; Okawa, C. M. P; Souza, M. L. (2015). Conceito da profundidade de mistura gerada pela ação de ondas aplicado à Lagoa dos Patos, RS, Brasil. In: *Simpósio brasileiro de recursos hídricos, 21*. (SBRH), Brasília. Anais. São Paulo.

Bretschneider, C. L. (1966). Wave generation by wind, deep and shallow water. In: A.T. Ippen (Editor), *Estuary and Coastline Hydrodynamics*. McGraw-Hill, New York, pp. 744.

Cardone, V. J.; Ross, D. B. (1979). Wave Prediction Methods and Data Requirements, *Ocean Wave Climate*, edited by M. D. Earle and A. Malahoff, Plenum Publishing Corp.

Fernandez, R. L.; **Bonansea, M.**; **Marques, M**. (2014). Monitoring Turbid Plume Behavior from Landsat Imagery. *Water Resources Management*, v. 28, p. 3255-3269.

Kinsman, B. (1965). Wind Waves; Their Generation and Propagation on the Ocean Surface. Prentice Hall, Inc., 676 pp.

Marques, M. (2013). Modelagem paramétrica bidimensional para simulação de ondas em águas continentais. Tese de doutorado - Programa de Pós-Graduação Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental. Curitiba: Universidade Federal do Paraná. 219 pp.

Marques, M.; Andrade, F. O. (2017). Automated computation of two-dimensional fetch fields: case study of the Salto Caxias reservoir in southern Brazil. *Lake and Reservoir Management*, v. 32, p. 1-12, 2017.

Marques, M.; Andrade, F. O.; Guetter, A. K. (2013). Conceito do Campo de Fetch e sua Aplicação ao Reservatório de Itaipu. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, p. 243-253.

Marques, M.; Maciel, G. F.; Dall'Aglio Sobrinho, M. (2007). Estimativa das máximas pistas de vento no reservatório da barragem de Ilha Solteira - Estado de São Paulo -. *Acta Scientiarum. Technology (Impresso)*, v. v. 29, p. 79-84.

Melo, M. S.; Carvalho, M. S. B. S.; Soares, A. M. L.; Barreto, R. N. C. (2007). Mapeamento dos Espelhos D'água do Brasil. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Ministério da Integração Nacional, Agência Nacional das Águas. Mapeamento dos espelhos d'água do Brasil. Fortaleza: Funceme, 108p.

Pereira, V. L. R. (2002). A Limnologia e o gerenciamento integrado do reservatório da Usina Hidrelétrica Luis Eduardo Magalhães - UHE Lajeado Tocantins. Tesis Doctoral de La Universidade Estadual de São Paulo, CRHEA-EESC-USP, Brasil: 262 p.

Saville, T. (1954). The effect of fetch width on wave generation. *Technical Memorandum No*. 70, U.S. Army, Corps of Engineers, Beach Erosion Board, 9 pp

Smith, N.P. (1994). Water, salt and heat balance of coastal lagoons. In B. Kjerfve (ed.), *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Studies, 60:69-101.

Sverdrup, H.U.; Munk, W.H. (1947). Wind, sea and swell: Theory of relations for forecasting. Publication 601, *Hydrographic Office*, U.S. Navy, pp. 50

Wiegel, R. L.; Noda, E. K.; Kuba, E. M.; Gee, D. M.; Tornberg, G. F. (1970). Water waves generated by landslides in reservoir, J. of the Waterways and Harb. Div., *Proc. of the Am. Soc. of Civ. Eng.* 96 (WW2): pp. 307–333

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBREDE 2018

ESTUDIOS HIDRO-ECOLÓGICOS EN EL RÍO PARANÁ MEDIO: CRECIENTES, TEMPERATURAS Y SOSTENIBILIDAD DE LA ICTIOFAUNA

Rabuffetti, Ana P., Abrial, Elie, Amsler, Mario L. y Espínola, Luis A.

Instituto Nacional de Limnología (Laboratorio de Hidroecología),
Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y Universidad Nacional del Litoral (UNL)
Ciudad Universitaria, RN No. 168, km 2,5, Santa Fe - Argentina
anitapia 07@hotmail.com - elieab@live.fr - mamsler2003@yahoo.com.ar - luisespo00@hotmail.com

RESUMEN: Se evaluaron aquí los efectos de fluctuaciones climáticas ocurridas en la cuenca del Plata durante los últimos 100 años sobre las pesquerías comerciales del tramo medio del río Paraná. Se estableció la significación de la componente hidroclimática comparada con la de otras variables de origen esencialmente antrópico, sobre los cambios poblacionales del ensamble de peces de importancia comercial. Se analizaron más de ocho décadas de información pesquera (1934-2016) de las especies comerciales más frecuentes y abundantes, proveniente tanto del cauce principal del rio Paraná como de su extensa planicie de inundación. Los diversos atributos examinados (biomasa, talla), variaron a lo largo del tiempo. Sus aumentos/disminuciones a largo y corto plazo se produjeron en íntima relación con las fluctuaciones hidroclimáticas cuantificadas mediante un total de 18 variables. Se determinaron efectos positivos sobre la ictiofauna durante períodos húmedos (1905-1939 y 1970-2000), momentos en que se incrementó la frecuencia de ocurrencia de las inundaciones de primavera-verano de gran intensidad y duración. Este tipo de eventos, con una frecuencia media de 4-6 años para el período completo, son los óptimos para la preservación de las pesquerías continentales de importancia comercial en el río Paraná, las mayores de Argentina. Se registró un incremento durante las últimas 2 décadas de la incidencia de la componente antrópica (cuantificada mediante 9 variables).

ABSTRACT: This work deals with the effects of climatic fluctuations occurred in La Plata basin during the last 100 years on the fisheries of the Paraná River in its middle reach. The significance of hydroclimatic variables compared with others accounting for anthropic impacts on the population changes of commercial species, was appraised. Data series covering more than 8 decades (1934-2016) of the most frequent and abundant commercial species inhabiting the main channel as well as the nearby large floodplain of the Paraná River, were used. Fish attributes (biomass, size -Ls-) changed over time. Their long (short) term increments/reductions were closely related with fluctuations of 18 hydroclimatic variables. Positive effects on the ichthyofauna were recorded during humid periods (1905-1949 and 1970-2000), when the frequency of large spring-summer floods increased (these floods had an average frequency of 4-6 years along the whole studied period). These are the optimum floods necessary for the preservation of the Paraná River fisheries, the most important in Argentina. An increment of the anthropic incidence (accounted through 9 variables), was recorded during the last two decades.

PALABRAS CLAVES: efectos hidroclimáticos y antrópicos; pesquerías comerciales; crecientes óptimas.

INTRODUCCIÓN

Es sabido que tanto la dinámica fluvial como la temperatura del agua, constituyen los principales impulsores físicos para el sostenimiento de las poblaciones ícticas, en particular en grandes ríos con planicies aluviales (Poff & Ward, 1989). Durante la fase de inundación, la planicie y el cauce se conectan permitiendo los intercambios laterales de nutrientes y organismos (Junk et al., 1989). Una mayor conectividad entre los ambientes inundables, incrementa el número de zonas de cría (nursery) para la fauna íctica e impulsa una elevada diversidad de especies (Winemiller, 2004). En cambio, durante la fase de aguas bajas y medias, las zonas aluviales de mayor elevación comienzan a desconectarse de los otros cuerpos de agua, lo que conduce al confinamiento de los organismos acuáticos dentro de estos hábitats durante períodos de tiempo variables (Ward et al., 1999). En estas circunstancias, a medida que se incrementa paulatinamente el aislamiento de los cuerpos de agua, se produce un flujo de materiales desde la planicie hacia el río.

Numerosas especies ícticas con estrategia de vida periódica y migradoras de largas distancias (LM), tanto en zonas tropicales y templadas, presentan un alto grado de sincronización entre sus ciclos reproductivos y la dinámica del flujo de ríos estacionales (Agostinho et al., 2004). Dado que la temperatura varía relativamente poco en regiones tropicales/subtropicales, el régimen fluvial y las inundaciones periódicas en la planicie, adquieren un rol central puesto que desencadenan las migraciones, reproducción y desove de esas especies condicionando, por lo tanto, su reclutamiento (Junk et al., 1989, entre otros). En la región del Paraná Medio (subtropical/templada con oscilaciones térmicas más pronunciadas), las inundaciones estacionales originadas por precipitaciones y coincidentes con el aumento de temperatura en primavera, generan las condiciones más favorables para el éxito en la reproducción favoreciendo el reclutamiento (mayor producción de juveniles) de las especies de importancia comercial, la mayoría de ellas, LM (Winemiller, 2004; Rossi et al., 2007).

Dentro de este marco, en este trabajo se presentan resultados en cuanto a las características de las crecientes óptimas necesarias para la preservación de las especies que sustentan las mayores pesquerías continentales de importancia comercial de Argentina, las localizadas en el tramo medio del río Paraná. Para ello se utilizaron series de datos hidroclimáticos y biológicos las cuales, en conjunto, cubren cerca de 110 años de mediciones. También se empleó información referida al accionar humano sobre la ictiofauna a fin de discriminar eventuales efectos antrópicos sobre los resultados.

ASPECTOS METODOLÓGICOS

Área de estudio

El área de estudio comprende el tramo medio del río Paraná y su planicie aluvial. Se extiende a lo largo de 707 km entre la desembocadura del río Paraguay al norte y la ciudad de Diamante (Provincia de Entre Ríos) al sur (Figura 1), con una superficie de 19.240 km² (Bonetto y Drago, 1968; Iriondo, 2011).

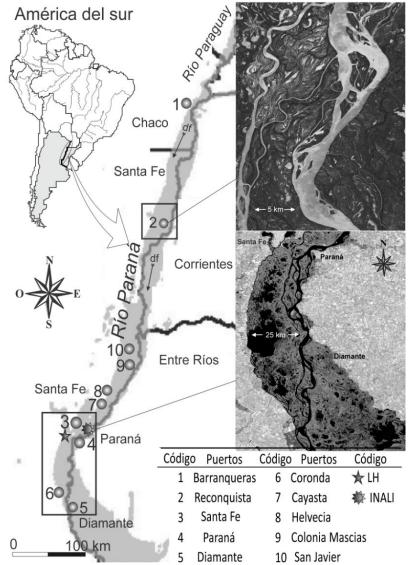


Figura 1.-Área de estudio (tramo medio del río Paraná). Los círculos indican la localización de algunos de los puertos de procedencia de los registros de las capturas ícticas comerciales (PPARG 1-5, PPSF 6-10). *df*Dirección del flujo.

Series de datos

Ictiofauna comercial

La información referente a la ictiofauna (capturas comerciales, abundancia, estructura de tallas), proviene de diversas fuentes que comprenden más de 74 sitios de muestreo en ambientes lótico y leníticos distribuidos en el área mencionada (Figura 1). Las diferentes bases de datos cubren en total cerca de 80 años de información biológica (1934-2016). El detalle es el siguiente:

- Serie 1: Producción Pesquera Argentina (PPARG, 1934-1983). Capturas anuales y/o mensuales totales y/o por especies de los principales puertos de desembarco del tramo medio. Base de datos conformada a partir de las publicaciones de las estadísticas oficiales de producción pesquera continental argentina (1925-1984) generadas por la Dirección Nacional de Pesca Continental.
- Serie 2: Pesca Fiscal de la Provincia de Santa Fe (PPSF, 2011-2015). Capturas comerciales totales y por especies registradas mensualmente en 12 puertos de desembarco de la provincia. Información brindada por el Ministerio de la Producción, Provincia de Santa Fe, Subdirección Gral.de Ecología.
- Serie 3: Instituto Nacional de Limnología (INALI, 1964-1996). Información íctica (abundancia, talla, peso, sexo, estadio de maduración gonadal) a nivel de especie con fecha de colecta y sitio de procedencia (más de 50 lagunas y ríos secundarios de la planicie y cauce principal).
- Serie 4: Laboratorio de Hidroecología (LH, 2009-2016) del INALI, CONICET-UNL. Información

detallada a nivel de especie (abundancia, talla, peso, sexo), en dos lagunas y cauces menores de un sector de la planicie aluvial próximo a la ciudad de Santa Fe. Frecuencia de muestreo de 2/3 veces por año.

Cada base fue sometida a una cuidadosa revisión y depuración. Se seleccionaron las especies más frecuentes y abundantes en sus respectivas escalas temporales, esto es, las más representativas del sistema. Considerando las diferentes especies ícticas seleccionadas en cada serie, se tuvieron finalmente en cuenta solo las más representativas de la biomasa íctica total del sistema. Estas especies comerciales son las más abundantes y frecuentes, comunes a las diferentes series y compartidas en el tiempo (Tabla 1). Este primer tratamiento se efectuó mediante el auxilio de análisis estadísticos apropiados (análisis canónicos de coordenadas principales, CAP; % de representación y trasformación (arcoseno √[%/100]), Górski et al., 2011).

Tabla 1. Especies ícticas (LM) comunes a las diferentes bases de datos. NV: nombre vulgares.

Nombre científico	NV	PPARG	INALI	PPSF	LH
Megaleporinus obtusidens	Boga	X	X	X	X
Luciopimelodus pati	Patí	X	X	X	
Pimelodus sp.	Bagre	X	X	X	X
Prochilodus lineatus	Sábalo	X	X	X	X
Pseudoplatystoma sp.	Surubí	X		X	
Pterodoras granulosus	Armado		X	X	
Salminus brasiliensis	Dorado	X	X		X

Variables hidroclimáticas

La información hidroclimática utilizada se obtuvo de diversos organismos nacionales y provinciales. Consistió en:

- niveles hidrométricos diarios en Puerto Santa Fe (1905-2016), Dirección Nacional de Vías Navegables;
- temperaturas medias diarias del aire en Santa Fe (1920-2016), Centro de Informaciones Meteorológicas (Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral). Con estos valores se calcularon temperaturas medias diarias del agua con metodologías disponibles para ello (Drago, 1984).

Análisis de datos a largo plazo

Fluctuaciones hidroclimáticas y capturas comerciales

Con los datos diarios de temperaturas y niveles hidrométricos se generaron 18 variables hidroclimáticas (Tabla 2), que tuvieron en cuenta: (a) tamaño y duración de las crecientes (ocurren para niveles, H > 4,5 m [nivel medio de desborde], en el hidrómetro de referencia); (b) períodos de flujos medios (2,3 m < H < 4,5 m); (c) períodos de flujos bajos o de desconexión con la planicie (H < 2,3 m); (d) momento de ocurrencia de la inundación y, (e) temperaturas asociadas con la inundación.

Tabla 2.- Definición de variables hidroclimáticas consideradas en el estudio.

Grupos	Código de variables	Descripción de variables
Tamaño y duración	Hmax	Nivel del agua máximo (m) anual.
de la inundación	HmedioInundación	Nivel de agua medio durante la inundación.
	SuperficieInundación	Duración de la inundación por HmediaInundación (superficie de
		inundación).
	Duración	Número de días en aguas altas o inundación (> 4,5 m).
Período de flujos	HmedioDíasHúmedos	Niveles de agua medio $< 4.5 \text{ m y} > 2.3 \text{ m}.$
medios	Hmedio	Nivel del agua medio anual.
	DíasHúmedos	Días entre < 4,5 m y umbral de desconexión (> 2,3 m). Días en aguas
		medias (conexión).
Período de flujos	Hmín	Nivel del agua mínimo (m) anual.
bajos	HmedioDíasSecos	Niveles de agua medio <2,3 m (período seco).
	DíasSecos	Días por debajo del umbral de desconexión (< 2,3 m).
Momento de	FechaInicioInundación	Fecha de inicio de la inundación (días Julianos).
ocurrencia de la	FechaHmax	Fecha correspondiente a la ocurrencia del Hmax (días Julianos)

inundación	FechaFinInundación Delay	Fecha de finalización de la inundación (días Julianos) Retraso de la inundación (número de períodos de 15 días entre el 1ro de Octubre y el inicio de la inundación, siguiendo a Oliveira, 2014).
Temperaturas	TinicioInundación	Temperatura del agua al inicio de la inundación.
asociadas	<i>TfinInundación</i>	Temperatura del agua al final de la inundación.
	TmediaInundación	Temperatura media del agua durante la inundación.
	TmediaAnual	Temperatura media anual.

Mediante un análisis Cluster aplicando el método de Ward (Ward, 1963) con las 18 variables hidroclimáticas presentadas (Tabla 2), se clasificó al conjunto de información hidrológica y térmica en grupos homogéneos. El procedimiento permite comparar la tipología del régimen fluvial a lo largo de los últimos casi 100 años (1920-2016) agrupando años con similitud de condiciones hidroclimáticas. Ello facilitó la identificación y cuantificación de la frecuencia de ocurrencia de las inundaciones de primavera-verano, de sus máximos niveles y duraciones.

Para evaluar la existencia de diferencias significativas de las capturas ícticas totales en cada década (utilizando la serie PPARG) se realizó un análisis multivariado no paramétrico unifactorial (PERMANOVA, Anderson, 2001). Luego, se efectuaron comparaciones (test de Wilcox) entre pares para identificar las diferencias mencionadas.

Influencia antrópica relacionada con la pesca comercial

La eventual incidencia de factores antrópicos en los resultados se investigó mediante 9 variables con información obtenida de diversas fuentes y suficientemente extendida en el tiempo (1935-2016, Tabla 3). Entre ellas figuran: exportaciones, número de pescadores, vedas, datos demográficos.

Tabla 3.- Variables antropogénicas relacionadas con la pesca.

Variables	Código de variables	Concepto	Fuentes consultadas*
Vedas	Vedas	SV: sin vedas establecidas; VCV: veda a la carne vacuna (roja); VCP: veda a la carne de pescado (distinción a nivel de familias/especies); VTS: veda temporal de <i>P. lineatus</i> .	1; 3; 17; 18; 19; 20
N° de Pescadores	N° de pescadores	Cantidad de pescadores dedicados a la tarea; registro anual.	1; 2; 3; 17
Artes de pesca	Artes de pesca	TT: tres telas, trasmallo; RE: redes de espera, agalleras.	2; 6; 7; 8
Consumo per cápita	Consumo per cápita	Consumo por individuo de carne de pescado.	1; 2
Exportaciones	Exportaciones	Toneladas/kilogramos de sábalo capturados para la producción y/o exportación.	1; 2; 5; 9; 12; 16; 17; 20; 21
Datos demográficos	N° de habitantes	Cantidad de habitantes; censos oficiales de la República Argentina.	22
Uso del recurso	Fines	Acopiadores (pescaderías); Act. Industrial (pesca comercial, frigoríficos)	2; 3; 4; 7; 8; 10; 12; 15
Grado de explotación	Explotación	Subexplotado (ligero/moderado); Sobreexplotado (intensiva)	3; 4; 6; 7; 11; 12; 13; 14; 15
Sistema de producción	Modelo	Subsistencia: pre-capitalista, de tipo artesanal, de subsistencia; Industrial: capitalista; el pescador es virtualmente un empleado informal.	3; 8; 15

*Fuentes consultadas (ver Rabuffetti, 2018, para las citas correspondientes): 1) Producción Pesquera de la República Argentina 1955, 1960, 1961, 1962, 1963, 1964, 1965, 1966, 1967, 1968, 1969, 1972, 1973, 1977; 2) FAO, Departamento de Pesca y Acuicultura, 2005, 2009, 2014, 2016; 3) Del Barco, 2000; 4) Atlas de la actividad económica de la República Argentina, 1983; 5) Lozano et al., 2014; 6) Baigún et al., 2003; 7) Baigún, 2013; 8) Cappato & Yanosky, 2009; 9) Espinach Ros, 1993; 10) Quirós & Cuch, 1989; 11) Baigún et al., 2013; 12) Iwaszkiw, 2001; 13) Giraudo, 2008; 14) Oldani et al., 2005; 15) Prol, 2008; 16) ADUANA; 17) Ministerio de Producción, Provincia de Santa Fe; 18) Consejo Provincial Pesquero, Provincia de Santa Fe; 19) Leyes, decretos, regulaciones Nacionales/Provinciales; 20) Dirección de Economía Pesquera; 21) SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria); 22) INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos).

El conjunto de variables hidroclimáticas, antrópicas y de capturas ícticas (series PPARG y PPSF) que fluctuaron en el período 1934 y 2016, se examinaron mediante el análisis de partición de la varianza (Peres-Neto et al., 2006). Con ello se determinó la significación de cada grupo de variables explicativas, esto es de las hidroclimáticas y antrópicas, estableciéndose el porcentaje de explicación de cada una, y/o la conjunción de ambas sobre las capturas ícticas comerciales. El detalle de las fluctuaciones temporales de las capturas comerciales (producción, exportación) de Sábalo (*Prochilodus lineatus*), entre 1925 y 2016 complementó el análisis anterior.

Análisis de datos a corto plazo

Estructura de talla

La variación de la estructura de talla (longitud estándar, Ls; cm) de especies seleccionadas de interés comercial (*P. lineatus*, *S. brasiliensis*, *P. maculatus*, *M. obtusidens* y *P. granulosus*), ante diferentes condiciones hidrológicas, se estimó por rangos de Ls (definidos de a 10 cm) durante cuatro períodos particulares entre 1960 y 2016 (2 períodos correspondientes al set INALI, y 2 al set LH). Se incluyeron años con y sin características favorables para la reproducción y reclutamiento de las especies mencionadas, e.g. inundaciones de larga duración e intensidad en coincidencia con altas temperaturas. En cada caso, se graficaron las fluctuaciones temporales de la estructura de talla del ensamble (anual) en función de los períodos seleccionados.

A pesar que los datos publicados sobre la determinación de la edad de una especie presentan variaciones intra-específicas notables, según el área geográfica, el clima o la disponibilidad de alimento previo a un período de muestreo, en este estudio se logró estimar los rangos de talla de los ejemplares de las nuevas cohortes para cada año. De este modo, se consiguió inferir la abundancia de juveniles nacidos durante el periodo reproductivo año tras año para cada una de las especies seleccionadas. Esa abundancia se estandarizó según la captura por unidad de esfuerzo (número de individuos por 1000m² de red durante 24h). Este método fue sustentado comparando sus resultados con los derivados de estudios de edad y crecimiento existentes en el Paraná Medio para las mismas especies (e.g. Cordiviola de Yuan, 1971; Araya et al., 2003, 2005).

Todos los procedimientos estadísticos mencionados se efectuaron empleando la medida de distancia de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957), cuando ello fue necesario, aplicando un test de permutación con 999 corridas (Manly, 1997). Los análisis se llevaron a cabo con el software libre R (R DevelopmentCoreTeam, 2014), empleando un valor de significancia p<0,05 en todos los casos.

RESULTADOS

Fluctuaciones hidroclimáticas

El análisis de niveles hidrométricos registrados en los últimos casi 120 años (Figura 2), verificó la existencia, conocida para la cuenca del Plata, de 4 escenarios hidrológicos derivados de fluctuaciones climáticas ocurridas durante ese período: uno húmedo que se extendió durante las primeras 3 décadas del siglo XX, otro seco entre 1941-1970, un tercero muy húmedo entre 1970-2000 y un cuarto, actual (siglo XXI), con una tendencia aún no definida. Dentro de este marco, se verificaron 29 inundaciones de primavera-verano (octubre-marzo), a lo largo del período estudiado. De ese total, 9 ocurrieron entre 1920-1940, solo 3 durante el período seco (1941-1970), 14 entre 1971-2000, y 3 entre 2001-2016. Ello implica una frecuencia media de ese tipo de inundaciones de entre 4-6 años (aproximadamente 3 por década en períodos húmedos y 1 por década en los secos). Considerando además la duración de las crecidas, 17 inundaciones de verano presentaron una duración mayor a 82 días en aguas altas y niveles máximos > ≈6 m [década de 1920 (4), 1940 (1), 1950 (2), 1960 (1), 1970 (2), 1980 (1), 1990 (4), 2000 (1) y 2010 (2)], registrándose mayoritariamente dentro del grupo 4 (Figura 2).

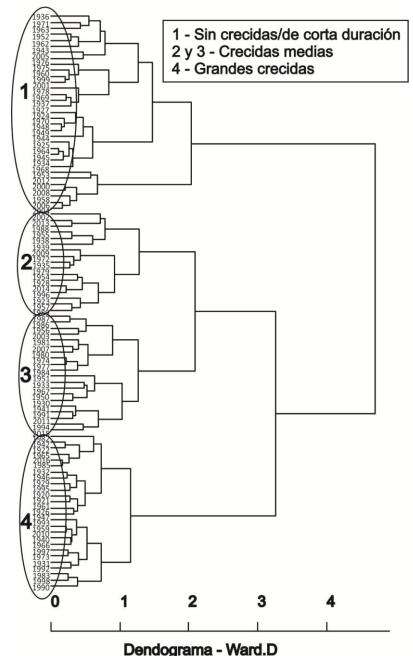


Figura 2.- Dendograma resultante del análisis Cluster de las crecidas (1920-2016) ocurridas entre el siglo XX y XXI en el tramo medio del río Paraná.

Capturas ícticas comerciales por décadas

Los resultados a largo plazo (una década o más), de las capturas comerciales en el tramo medio (serie PPARG), indicaron influencias positivas de condiciones hidroclimáticas húmedas, diferenciables de los efectos de un evento aislado de inundación. La década de 1930 presentó las menores capturas mientras que los mayores valores se obtuvieron en la de 1980, (Figura 3). A comienzos de la década de 1940 se registraron elevadas capturas que serían producto de las condiciones hidroclimáticas favorables del período previo húmedo de comienzos de siglo (1905-1941). Posteriormente, entre este último año y principios de la década de 1970, se verificó una significativa disminución de las capturas, coincidente con los mayores estiajes registrados, tanto en duración como magnitud, en los últimos casi 120 años en el río Paraná y, por lo tanto, de desconexión con su planicie aluvial. El período 1970-2000, se caracterizó, según lo mencionado, por frecuentes eventos de inundación, de mayor duración y magnitud, con incrementos notorios de la captura de juveniles y ejemplares adultos. Las diferencias entre capturas ícticas totales decenales fueron estadísticamente significativas (F=2,965; p<0,01).

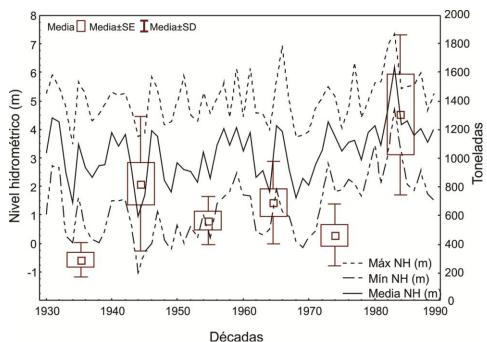


Figura 3.- Niveles medios, máximos y mínimos del agua anuales (promedio), período 1930-1989. Diagrama de cajas representan las capturas comerciales ícticas por décadas (serie PPARG).

Variables hidroclimáticas versus variables antrópicas relacionadas con la pesca

En Figura 4, se advierten cambios notorios en las capturas de *Prochilodus lineatus*, destinadas al consumo local, sistema de producción y exportación desde comienzos del siglo XX hasta la actualidad. A partir de 1990 se verificaron fuertes incrementos en los volúmenes de exportación con máximos entre 2003-2006. Los valores se restablecieron luego hacia fines de la década de 2000. Desde 2007 resultaron incluso semejantes a los volúmenes de fines de 1930 y década de 1940. En 2004 se registra el máximo en las capturas: de las 10-15 mil toneladas habituales, se pasaron a las 36 mil de ese año.

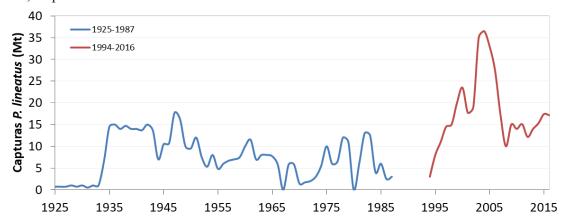


Figura 4.- Fluctuación temporal de las capturas de sábalo de la cuenca del Paraná en miles de toneladas (Mt) registradas entre 1925 y 2016 (no se cuenta con información entre 1988-1993). A partir de 2012 se obtienen datos de exportación de Aduana. Datos extraídos de: ex Dirección Nacional de Pesca Continental (1925-1987), Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA; hasta 2011) y Administración Nacional de Aduana y SENASA (hasta 2016).

Los resultados del análisis de partición de la varianza con la serie PPARG (Figura 5a), mostraron diferentes contribuciones del conjunto de variables hidroclimáticas y antrópicas a la varianza total de la ictiofauna comercial del sistema. Revelaron que la mayor proporción de variación entre las capturas comerciales se explica significativamente por la componente hidroclimática (fracción a; p<0,05), y en menor medida por la antrópica (fracción c; p<0,05). El porcentaje de explicación dado por la interacción (fracción b) entre ambos conjuntos de variables no

resultó significativo. Contrariamente, los resultados de PPSF (Figura 5b), indican que el mayor porcentaje de varianza fue explicado por la componente antrópica (fracción c). Los bajos porcentajes de explicación observados por cada grupo de variables, y elevados residuos, se debe a la disparidad existente entre la cantidad de datos (años con información biológica) y el número total de variables, por lo que se observa un menor poder explicativo de los conjuntos de variables sobre las capturas comerciales de esta serie.

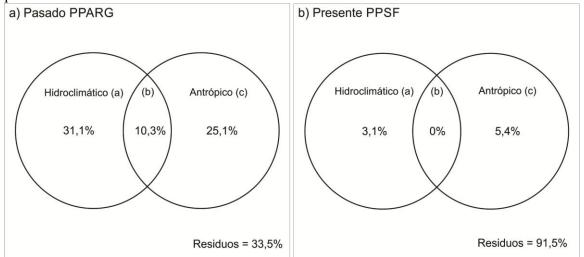


Figura 5.- Análisis de la partición de la varianza (Diagrama de Venn). Contribuciones relativas (% de explicación; cada círculo; R²_{ajustado} por fracciones) de los conjuntos de datos, hidroclimáticos (a) y antropogénicos (c), así como variación de las capturas comerciales explicada conjuntamente (interacción: b).

Condiciones hidroclimáticas óptimas para el reclutamiento íctico de interés comercial

El análisis de tallas efectuado, reveló que luego de las inundaciones de gran intensidad y duración de primavera-verano (1966 y 2009-2010; Figura 6), se observa un patrón similar en las capturas ícticas y estructura de talla del ensamble comercial. En efecto, posteriormente a esos eventos se incrementaron notoriamente las capturas de ejemplares de pequeñas tallas de esas especies, la mayoría migradoras de larga distancia (LM). Por el contrario, en los períodos sin inundaciones (1978-1980), o desfasadas en el tiempo y de corta duración (invierno, 2013-2014), predominan tallas mayores.

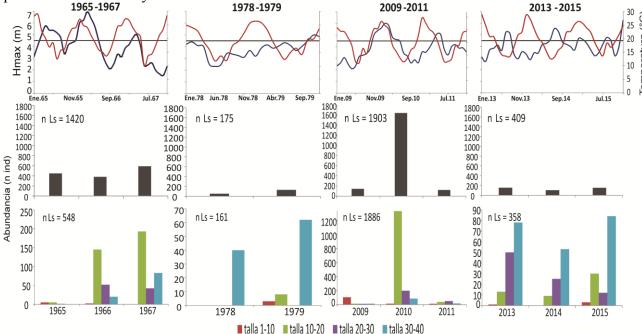


Figura 6.-Distribución de tallas interanual del ensamble comercial para 4 escenarios hidroclimáticos seleccionados. Línea continua azul: Hmax, niveles hidrométricos máximos mensuales. Línea continua roja: temperatura del agua. Barra gris oscura: n Ls (número total de individuos colectados con Ls).

Congruente con los resultados de la Figura 6, la Figura 7 muestra que las abundancias de juveniles fueron muy elevadas para todas las especies en 2010, luego del gran pulso de inundación que coincidió con el incremento de las temperaturas. Este año muestra el inicio de la cohorte más exitosa del período de estudio de la serie LH para las 5 especies analizadas. Nótese la disminución marcada de las abundancias de juveniles durante los años siguientes (condiciones hidrológicas y térmicas no adecuadas), hasta llegar al segundo gran pulso de inundación de verano (2015-16). Este último tuvo también gran intensidad y duración pero presentó pendientes de subida y bajante más pronunciadas que el de 2009-10. Ello generó el segundo pico de reproducción y por lo tanto la segunda cohorte importante del período de estudio, si bien no tan exitosa como la de 2009-10. La mayor velocidad de subida y bajada de los niveles de agua podría explicar este último hecho (Junk et al., 1989; Welcomme & Halls, 2004).

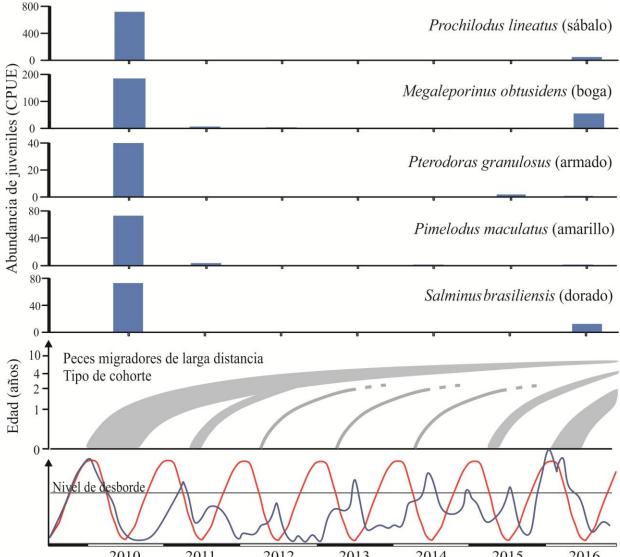


Figura 7. Abundancia anual de juveniles y esquema sintético del tipo de cohorte representativo del patrón de reclutamiento de las 5 especies de interés comercial analizadas en relación con las variaciones del nivel del río (línea azul) y de la temperatura del agua (línea roja) entre 2010 y 2016 en la planicie de inundación del Paraná Medio. El grosor de las cohortes (curvas grises) refiere a la abundancia de individuos encontrados.

CONCLUSIONES

Los resultados indicaron que las fluctuaciones climáticas ocurridas a nivel continental durante los últimos 120 años produjeron dos períodos húmedos (1905-1940 y 1970-2000) y uno seco (1941-1969) que afectaron las características de las crecientes (magnitud, duración y frecuencia) y bajantes a largo plazo en el río Paraná. Esas fluctuaciones incidieron sobre diversos

atributos de las especies comerciales, sobre todo en las migradoras de larga distancia (estrategia de vida periódica). Durante los períodos húmedos las capturas se incrementaron significativamente, en décadas con frecuentes inundaciones de primavera-verano (oct-mar), de gran intensidad (Hmax > 6m) y duración (> 80 días). Este tipo de inundaciones tuvo una frecuencia de ocurrencia media de 4-6 años en el período completo, que aumentó a 3 o más por década durante los períodos húmedos y disminuyó a solo 1 por década durante los secos. Los efectos antrópicos (fundamentalmente vinculados con la actividad pesquera) sobre la ictiofauna comparados con la influencia de la componente hidroclimática, habrían incrementado su incidencia hacia el presente. Ello se debería a cambios sucedidos en el grado de explotación del recurso y en el sistema de producción desde la década de 1990 y en la primera del siglo XXI.

En un contexto de corto plazo (en un año en particular), se ratificó que el tipo de crecientes óptimas mencionado, tuvieron un rol central, claramente favorable para el éxito reproductivo y posterior reclutamiento exitoso de las especies comerciales. Cabe resaltar sin embargo la marcada diferencia de reclutamiento entre las dos grandes inundaciones de verano analizadas. Aunque mostraron intensidad, duración y ocurrencia similares, en la de 2009-10 se encontraron las mayores abundancias de juveniles para todas las especies. Los principales atributos que diferenciaron los dos eventos fueron la rama ascendente, muy pronunciada en la crecida de 2015-16 y su inicio, más tarde en la primavera. Estos factores podrían explicar las menores abundancias de juveniles en la última gran creciente. En los años intermedios, con niveles más bajos (aumento de los períodos de desconexión con la planicie) y/o crecientes con diverso grado de desfasaje con respecto a las máximas temperaturas, se registró una disminución abrupta de la abundancia de juveniles. Se deduce el papel clave que juegan las crecientes descriptas para la sostenibilidad del recurso.

Reconocimientos: Los resultados presentados en este trabajo constituyen parte de los producidos en dos tesis doctorales realizadas por los dos primeros autores y defendidas recientemente con éxito. Esas tesis estuvieron enmarcadas en tres proyectos de investigación subsidiados por el CONICET, la Universidad Nacional del Litoral (UNL) y la Secretaría de Estado de Ciencia, Tecnología e Innovación (SECTEI) de la Provincia de Santa Fe.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agostinho, A.A., Gomes, L.C., Veríssimo, S. and E.K. Okada (2004). "Flood regime, dam regulation and fish in the Upper Paraná River: effects on assemblage attributes, reproduction and recruitment". *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, Vol. 14, pp. 11-19.

Anderson, M.J. (2001). "Permutation tests for univariate or multivariate analysis of variance and regression". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 58, pp. 626-639.

Araya, P.R., Hirt, L. and S. Flores (2003). Biología reproductiva y crecimiento de *Pimelodus clarias maculatus* (Lac. 1803) (Pisces, Pimelodidae) en la zona de influencia del embalse Yacyretá. *Ecología Austral*, Vol. 13, pp. 83-95.

Araya, P.R., Agostinho, A.A. and J.A. Bechara (2005). The influence of dam construction on a population of *Leporinus obtusidens* (Valenciennes, 1847) (Pisces, Anostomidae) in the Yacyreta Reservoir (Argentina). *Fisheries Research*, Vol. 74, pp. 198-209.

Bonetto, A.A. and E.C. Drago (1968). "Consideraciones faunísticas en torno a la delimitación de los tramos superiores el río Paraná". *Physis*, Vol. 27, pp. 437-444.

Bray, J.R. and J.T. Curtis, J.T. (1957). "An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin". *Ecological Monographs*, Vol. 27, pp. 325–349.

Cordiviola de Yuan, E. (1971). "Crecimiento de Peces del Paraná Medio. I. Sábalo" (Prochilodus platenses Holmberg). (Pisces, Tetragonopteridae)". *Physis*, Vol. 30, No. 81, pp. 483-504.

Drago, E.C. (1984). "Estudios limnológicos en una sección transversal del tramo medio del Río Paraná. VI: Temperatura del agua". *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, Vol. 15, pp. 79-92.

- Górski, K., de Leeuw, J.J., Winter, H.V., Vekhov, D.A., Minin, A.E., Buijse, A.D. and L.A.J. Nagelkerke (2011). "Fish recruitment in a large, temperate floodplain, the importance of annual flooding, temperature and habitat complexity". Freshwater Biology, Vol. 56, pp. 2210-2225.
- Iriondo, M. (2011). Río Paraná. M. Iriondo, Bolsa de Comercio de Santa Fe. p. 304.
- **Junk, W.K., Bayley, P.B. and R.A. Sparks** (1989). "The flood pulse concept in river-floodplain systems. En: Proceedings of the international large river symposium". *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 106, pp. 110-127.
- **Manly, B.F.J.** (1997). Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology. Chapman and Hall/CRC, London, p. 480.
- **Oliveira, A.G., Suzuki, H.I., Gomes, L.C. and A.A. Agostinho** (2014). "Interspecific variation in migratory fish recruitment in the Upper Paraná River: effects of the duration and timing of floods". *Environmental Biology of Fishes,* Vol. 98, pp. 1327-1337.
- **Peres-Neto, P.R., Legendre, P., Dray, S. and D. Borcard** (2006). "Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions". *Ecology*, Vol. 87, pp. 2614-2625.
- **Poff, L.N. and J.V. Ward** (1989). "Implications of stream flow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of stream flow pattern". *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, Vol. 46, pp. 1805–1818.
- **R Development Core Team** (2014). *R: a language and environment for statistical computing.* R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org.
- Rabuffetti, A.P. (2018). "Influencia de la variabilidad climática sobre la composición de la comunidad íctica en el tramo medio del río Paraná". *Tesis para la obtención del Grado Académico de Doctor en Ciencias Biológicas*. Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas. Universidad Nacional del Litoral.
- **Rossi, L., Cordiviola, E. and M.J. Parma** (2007). *Fishes*. M.H. Iriondo, J.C. Paggi, M.J. Parma (Eds.): The Middle Paraná River. Limnology of a Subtropical Wetland (305-325). Springer-Verlag, Heidelberg, Germany.
- Ward, J.H. (1963). "Hierarchical Grouping to Optimizean Objective Function". *Journal of the American Statistical Association*, Vol. 58, pp. 236–244.
- Ward, J., Tockner, K. and Schiemer, F. (1999). "Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity". *Regulated Rivers: research management*, Vol. 15, pp. 125-139.
- **Welcomme, R.L. and A. Halls** (2004). Dependence of tropical river fisheries on flow. *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Volume 2, Welcomme RL, Petr T (eds). Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok. RAP Publication 2004/16; 267–284.
- **Winemiller, K.O.** (2004). "Floodplain river food webs: generalizations and implications for fisheries management". *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Phnom Penh, Cambodia. Mekong RiverCommission, Phnom Penh, Cambodia, pp. 285–312.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

MODELACIONES 1D Y 2D DE IMPACTOS LOCALES Y TRANSFRONTERIZOS EN LA CALIDAD DE AGUA DEL RÍO URUGUAY

Julio Cardini, Alejandro Zabalett, Gimena Reguero, Daniel Mársico y Néstor Oliver Grupo GECRU. Universidad Tecnológica Nacional, Regional Concepción del Uruguay. Ingeniero Pereira 676 (CP 3260). Entre Ríos, cardinijulio@gmail.com, cardinij@frcu.utn.edi.ar

RESUMEN:

Se presentan los avances alcanzados por el Grupo de Estudio de la Contaminación del río Uruguay (GECRU), en una investigación sobre la contaminación cloacal, la evolución de nutrientes y la concentración algal, en el tramo del río Uruguay comprendido entre el embalse de Salto Grande y su desembocadura, teniendo en cuenta la evolución dentro del embalse, la concentración en la descarga de la represa, y las descargas puntuales provenientes de aguas residuales que son vertidas al sistema acuático. La investigación busca identificar los factores que inciden sobre la contaminación bacteriológica de las aguas y sobre la eutrofización del río, evaluando la influencia de los aportes de las localidades existentes en ambas márgenes (uruguaya y argentina). La investigación se apoya en la modelación matemática de la hidrodinámica y de los procesos de dispersión de contaminantes y evolución de la clorofila "a". Se utilizaron diferentes softwares uni y bidimensionales que fueron comparados entre sí para identificar su capacidad de reproducir razonablemente la información de base que fue utilizada para su verificación. Se constató que las herramientas de modelación, adecuadamente calibradas, pueden responder a las cuestiones fundamentales que hacen al impacto de contaminantes de las descargas de efluentes en el río, y brindar indicaciones útiles para la búsqueda de soluciones.

ABSTRACT:

The advances made by the Study Group of the Uruguay River's Pollution (GECRU) are presented in a research on the sewer pollution, the nutrients evolution and the algal concentration, in the part of the Uruguay River included between the dam of Salto Grande and the estuary, taking into account the concentration in the dam's discharge and specific discharges coming from waste water that is spilt in the aquatic system. The research is looking for identifying the factors that affect on the bacteriological water pollution and on the river eutrophication, evaluating the influence of the contributions of the localities on both sides (Uruguayan and Argentinean). The research relies on the mathematical modeling of the hydrodynamics and on the processes of dispersion of pollutants and evolution of the "a" chlorophyll. Various one and two-dimensionals softwares have been used and compared between themselves to identify their capability to reasonably reproduce the base information that was used for its check. It was noted that the modeling tools, fairly calibrated, can answer the fundamental questions for the impact of pollutants from the waste water discharges into the river, and give useful information to find a solution.

PALABRAS CLAVES: calidad de agua; río Uruguay; modelación matemática

INTRODUCCIÓN

El río Uruguay en el tramo comprendido entre el embalse de Salto Grande y su desembocadura es un curso de agua binacional (limitando las repúblicas de Uruguay y Argentina), y su calidad de agua es monitoreada y regulada por la Comisión Administradora del Río Uruguay (CARU).

Los objetivos del estudio fueron, por un lado tratar de responder preguntas sobre la evolución algal bajo diferentes alternativas de caudales, de temperatura del agua, de concentraciones de nutrientes y de fuentes de algas (clorofila "a") a través de la implementación de los modelos unidimensional HEC-RAS del U.S. Army Corps of Engineers (USACE) y MIKE 11 del Danish Hydraulic Institute (DHI) combinado con el WASP (Water Quality Analysis Simulation Program) de la agencia estadounidense de Protección del Medioanbiente (EPA) y de los bidimensionales MIKE 21 Flow Model y Ecolab del DHI y MOHID de MARETEC (Marine and Environmental Technology Research Center del Instituto Superior Técnico de la Universidad de Lisboa), como así también evaluar la incidencia de los vertidos cloacales de las ciudades de Concordia (República Argentina) y Salto (República Oriental del Uruguay) en la calidad del agua del Río Uruguay, y su efecto sobre la ciudad de Colón (República Argentina) varios kilómetros aguas debajo de las descargas, mediante la implementación de los modelos unidimensional HEC-RAS y MIKE 11 del Danish Hydraulic Institute (DHI) y los bidimensionales RMA2 – RMA4 del USACE en el entorno Surface Modelling System (SMS), el MIKE 21, el RiverFlow2D de Hydronia, y el MOHID.

El módulo hidrodinámico en todos los casos se validó con datos medidos de nivel del río y de velocidades de la corriente en las simulaciones 2D, y se estimó la respuesta a variaciones de parámetros tales como la concentración y caudal de descarga de bacterias coliformes fecales y nutrientes, la concentración algal en el embalse de Salto Grande, la temperatura del aire y del curso de agua.

MATERIALES Y MÉTODOS

La calidad de agua y la contaminación bacteriológica del río Uruguay depende fundamentalmente de las descargas cloacales e industriales de las localidades ribereñas de ambas márgenes, además de los aportes propios de su cuenca alta (Embalse de Salto Grande). Ambos fueron evaluados en diferentes fases de la investigación.

El estudio del embalse de Salto Grande consistió en la evaluación de las interacciones que se desarrollan en el mismo, respecto de los nutrientes aportados por fuentes externas y en función de sus características hidrodinámicas. El embalse en época estival tiende a eutrofizarse, generándose floraciones algales intensas (en ocasiones tóxicas), que impactan sobre la calidad de agua del río Uruguay, afectando las áreas balnearias. La modelación hidrodinámica se realizó con en el modelo MIKE-21 y su módulo de eutrofización ECO Lab.

La implementación del Módulo de Eutrofización se realizó con un paso de tiempo Hidrodinámico y del módulo de Advección Dispersión y ECO Lab de 30 segundos, para brindar estabilidad al proceso. El número de elementos de la grilla adoptado para estas simulaciones fue de 680 x 920 elementos con 50 m de espaciamiento.

Para la descarga cloacal de Federación se adoptaron para varios parámetros valores idénticos a los del cuerpo de agua, a los efectos de no modificar los mismos y ante la dificultad de establecer valores precisos. Se especificaron en cambio las concentraciones de Nitrógeno y Fósforo en sus diversas componentes, estimadas para la descarga cloacal.

La concentración de clorofila "a" (Chl-a) en el embalse y aportes desde aguas arriba fue especificada en el orden de 10 mg/m³ tal como se desprende de las mediciones efectuadas. Los demás valores fueron estimados considerando las diferentes fuentes de datos disponibles.

La información de campo surge de monitoreos ssitemáticos que la CARU y la Comisión Técnica Mixta de Salto Grande (CTMSG) realizaron para los Programas de Vigilancia (PV) y Estado Trófico (PET), y muestreos puntuales del grupo GECRU.



Figura 1.- Croquis de ubicación del área de estudio del embalse de Salto Grande y del tramo de río simulado en 1D (en azul) y en 2D (en rojo).

Para el estudio 1D de las condiciones de eutrofización del río se realizó una investigación sobre la evolución de nutrientes y concentración algal, en el tramo del río Uruguay aguas abajo de la represa de Salto Grande, teniendo en cuenta la concentración en la descarga de la represa más descargas puntuales provenientes de aguas residuales que son vertidas al sistema acuático. En una primera etapa el estudio se realizó efectuando la modelación matemática mediante el software MIKE 11 (adquirido por el GECRU para simular la hidrodinámica del rio), y el software WASP para la calidad de aguas y el HEC-RAS en una etapa posterior.

En todos los trabajos realizados con el modelo MIKE 21 se emplearon Licencias académicas temporarias para investigación.

Para la simulación mediante el modelo WASP el intervalo de río estudiado se dividió en 5 tramos y se la llevó a cabo en el primer nivel de complejidad, es decir cinética simple de eutrofización, ya que éste simula el crecimiento y la muerte de fitoplancton interactuando con uno de los ciclos de nutrientes. Se adoptaron las siguientes hipótesis de temperatura del agua y aportes de Clorofila "a" desde el embalse, considerando valores obtenidos en los muestreos disponibles:

- H1: Temperatura máxima del agua (28°C). Clorofila "a" máxima (100 ug/l).
- H2: Temperatura máxima del agua (28°C) Clorofila "a" mínima (37 ug/l)
- H3: Temperatura mínima del agua (19°C). Clorofila "a" máxima (100 ug/l)
- H4: Temperatura mínima del agua (19 °C). Clorofila "a" mínima (37 ug/l)

Estas hipótesis se combinaron con condiciones de estiaje (1.500 m³/s), crecida moderada (8.000 m³/s) y condiciones medias (5000 m³/s), calculándose la hidrodinámica de los diferentes tramos en que se subdividió el río, mediante la aplicación de un modelo matemático hidrodinámico previamente implementado por el GECRU empleando el software MIKE11.

En cuanto a las descargas cloacales, se incluyeron las correspondientes a las ciudades de Concordia-Salto, Colon, Paysandú y Concepción del Uruguay. Los datos de caudales correspondientes a las descargas fueron tomados de la base de datos que el grupo GECRU elaboró para un estudio de impacto bacteriológico de las descargas en el río Uruguay (Zabalett, 2012).

En una etapa posterior se implementó el software HEC-RAS en el río Uruguay para su comparación con los resultados obtenidos a partir del WASP. El módulo hidrodinámico se calibró con datos medidos de nivel del río y se estudió la respuesta a variaciones de parámetros tales como concentración algal en el embalse y temperatura del curso de agua, mediante el módulo de calidad de agua del mismo software.

El modelado bidimensional de calidad de agua se realizó empleando el software MOHID. El mismo se implementó mediante una grilla curvilínea de 15.000 elementos cubriendo un área de 120 km². Los coeficientes de dispersión por turbulencia aplicados, fueron elegidos para garantizar la estabilidad del modelo hidrodinámico y se fijaron en 10.000 m²/s.

Tanto para las modelaciones unidimensionales con HEC-RAS como para las bidimensionales con el MOHID se adoptaron las siguientes hipótesis, modificadas respecto a las empleadas para el WASP gracias a la incorporación de nuevas mediciones:

- H1: Temperatura máxima del agua (28°C). Clorofila "a" máxima (90 ug/l).
- H2: Temperatura máxima del agua (28°C) Clorofila "a" mínima (15 ug/l)
- H3: Temperatura mínima del agua (16°C). Clorofila "a" máxima (90 ug/l)
- H4: Temperatura mínima del agua (16 °C). Clorofila "a" mínima (15 ug/l)

La contaminación bacteriológica del río se ha estudiado evaluando la incidencia de las descargas de líquidos cloacales crudos de las ciudades de Concordia y Salto en la zona de Colón, ubicada 80 km aguas abajo en el Río Uruguay, a través de una modelación 1D dinámica empleando los Modelos MIKE 11 y HEC-RAS. Se evaluó en ambos casos el impacto de diferentes niveles de tratamiento de los líquidos cloacales en la concentración de bacterias coliformes en las playas.

El estudio 2D de la contaminación bacteriológica del tramo del río entre San José - Colón / Paysandú y Concepción del Uruguay, resulta de gran interés debido a la afectación que producen las descargas cloacales de las localidades ribereñas en las áreas de uso balneario ubicadas aguas abajo, siendo muy relevante verificar hasta que punto y en qué condiciones las descargas de una margen pueden provocar una contaminación transfronteriza en la margen opuesta, se realizó, en diferentes instancias, mediante la combinación de los siguientes modelos matemáticos:

- Modelos RMA2 (hidrodinámico) y RMA4 (dispersión)

El GECRU adquirió una licencia del SMS que permite utilizar estos modelos. El modelo RMA2 fue calibrado adecuadamente ajustando los coeficientes de rugosidad de Manning y de dispersión hidrodinámica.

Para analizar la dispersión de bacterias coliformes se implementó el RMA4 que posee algunas limitaciones en cuanto a la posibilidad de especificar en forma flexible los coeficientes de dispersión, ya que los mismos son valores fijos pudiendo ser especificados como diferentes para distintos sectores del río, permitiendo solamente indicar las magnitudes para los ejes x e y, que no se corresponden estrictamente con las componentes longitudinal y transversal al flujo en cada punto. Se realizaron diversas pruebas con distintos valores de coeficientes de dispersión.

- Modelo MIKE 21

Este modelo fue calibrado sin inconvenientes tanto desde el punto de vista hidrodinámico como de la dispersión del contaminante constituido por las bacterias coliformes, empleando una Licencia Académica transitoria. Se implementó una grilla de profundidades interpolando los datos de la malla del RMA2, y se especificaron coeficientes de Manning prácticamente iguales a los calibrados para dicho modelo.

- Modelo RiverFlow2D

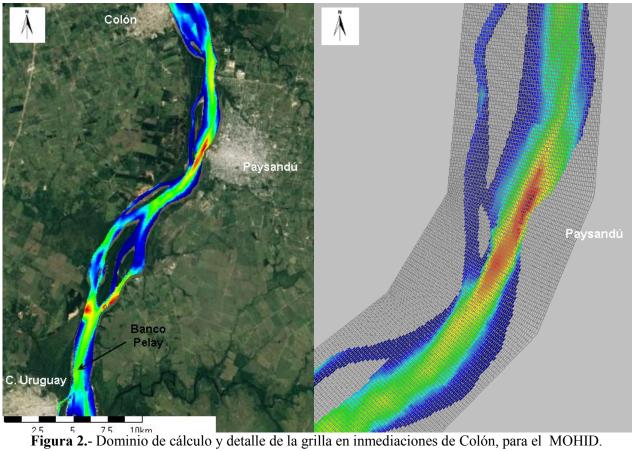
Este modelo fue adquirido junto con una Licencia del SMS como interface, y se logró efectuar la calibración hidrodinámica y de dispersión de contaminantes. Para la calibración del modelo se utilizó la misma grilla y los mismos coeficientes que para el RMA2. La dispersión de bacteriológica se analizó variando los coeficientes de dispersión longitudinal y transversal.

- Modelo MOHID

Se utilizó para esta investigación la versión libre del modelo, el cual tiene además una versión comercial (MOHID Studio).

Para analizar la evolución de un pulso de descarga en la localidad de Colón se empleó la grilla descripta para la modelación de algas y para estudiar la dispersión transversal de la pluma de coliformes se realizó una grilla con mayor refinamiento, de 80.000 elementos (Figura 2).

Los contaminantes en éste modelo pueden ser transportados de manera euleriana y lagrangiana. El módulo lagrangiano está en etapa de investigación para las grillas curvilíneas.



En las todas las modelaciones bidimensionales se estudiaron condiciones hidrodinámicas estacionarias, una correspondiente a mediciones realizadas el 26/06/2002 de aguas altas y caudal igual a 10.000 m³/s y otra realizada el 28/04/04 de aguas bajas y caudal de 1.300 m³/s.

Las descargas analizadas fueron las correspondientes a las localidades de Colón y Paysandú.

Para Colón se consideró un caudal máximo igual a 0,05 m³/s (180 m³/hora) y una concentración de coliformes fecales igual a $10x10^6$ UFC/100ml, lo cual implica una descarga másica = 500.000 UFC/100ml * m³/s y mientras que para Paysandú se consideró un caudal cloacal urbano (el industrial no aporta una cantidad significativa de bacterias coliformes) igual a 0,15 m³/s, y una concentración de coliformes fecales típica igual a 3x10⁶ UFC/100ml, resultando una descarga másica = $450.000 \text{ UFC}/100 \text{ml} * \text{m}^3/\text{s}$.

RESULTADOS

CONTAMINACIÓN ALGAL

A partir da la combinación de los modelos MIKE 21 y ECO Lab implementados en el Embalse de Salto Grande se observó que en verano el mismo se vuelve eutrófico aumentando fuertemente la concentración de Chl-a en los brazos, debido a la baja circulación de agua, siendo más intenso el proceso en estiaje. Ello se corresponde con los comunicados que la CARU (2016) y la CTMSG realizan sobre floraciones algales, verificándose que el modelo representa el fenómeno.

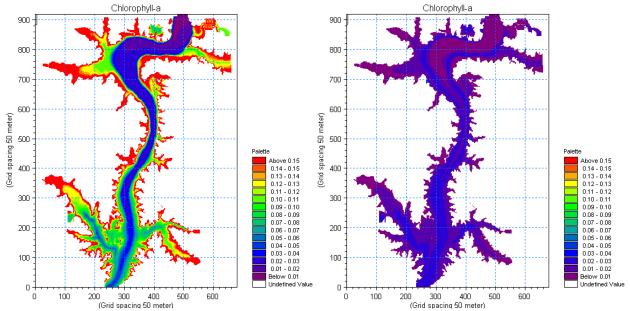


Figura 3.- Concentraciones de clorofila "a" en el Embalse de Salto Grande para un caudal de estiaje (1.500m³/s) luego de 16 días de verano a la izquierda y de invierno a la derecha.

Como resultado de la modelación de calidad de aguas empleando el WASP se observó que una vez que ingresa en el río Uruguay un caudal de agua con concentraciones altas de clorofila "a", el efecto de que la temperatura del agua sea elevada potencia el proceso de eutroficación, favoreciendo el crecimiento algal a lo largo del río en mayor medida, que si la temperatura es más baja. Por otro lado, se verificó que en el escenario de crecida, los incrementos relativos de Chl-a a lo largo del río, son inferiores a los del escenario de estiaje, lo cual se debe al menor tiempo de residencia del agua en crecida dentro del cauce en el tramo modelado.

En una etapa posterior se implementó el software HEC-RAS en el río Uruguay, con el cual se puede evaluar la problemática con mayor detalle. Se presenta a continuación algunos de los resultados obtenidos a partir de 24 simulaciones realizadas, combinando distintos caudales, concentraciones iniciales de clorofila "a" y estaciones del año.

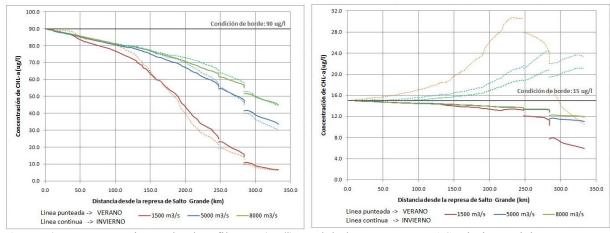


Figura 4.- Concentraciones de clorofila "a" (ug/l) modeladas con HEC-RAS a lo largo del río Uruguay.

Estos resultados muestran que una vez que ingresa en el río Uruguay un caudal de agua con concentraciones altas de clorofila "a", el efecto del aumento de la temperatura del agua no induce un mayor el crecimiento algal a lo largo del río. También se verificó lo observado con el modelo WASP, que en el escenario de crecida cuando hay un incremento de Chl-a a lo largo del río, el mismo es inferior al del escenario de estiaje.

El modelo bidimensional abarca un tramo del río más corto, entre las localidades de Colón y Concepción del Uruguay. En la Figura 5 se presenta la concentración de Chl-a (ug/l) en planta para una concentración inicial de clorofila "a" de 15 ug/l, un caudal estacionario de 8.000 m³/s y una temperatura de agua de 28°C (verano). La Chl-a aumenta aguas hacia aguas abajo, como se observó en los resultados 1D del HEC-RAS, pero con mayor incremento. Para realizar estudios detallados de tramos fluviales seleccionados, se está preparando un plan de muestreo y determinación de los principales parámetros necesarios a los efectos de calibrar el módulo calidad de aguas del MOHID. De esta primera etapa podemos concluir que fue factible reproducir las tendencias de crecimiento algal y la calibración de la temperatura del agua con datos medidos (ver Figura 6).

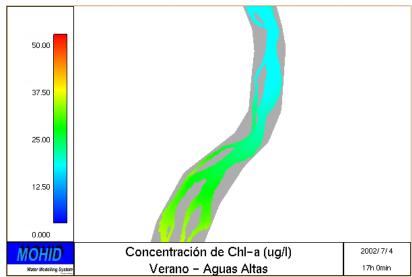


Figura 5.- Concentraciones de clorofila "a" (ug/l) modeladas con MOHID para temperatura del agua en verano, caudal de aguas altas (8.000 m3/s) y 0,15 ug/l de Chl-a ingresante.

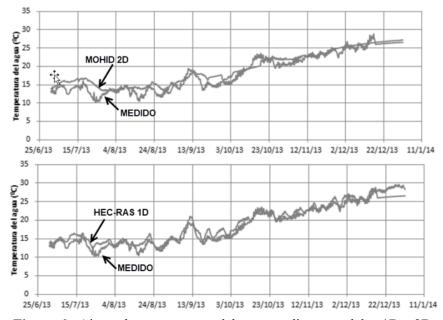


Figura 6.- Ajuste de temperaturas del agua mediante modelos 1D y 2D.

CONTAMINACIÓN BACTERIOLÓGICA

Para el estudio unidimensional de la contaminación bacteriológica se realizaron diversas simulaciones con distintas condiciones hidrodinámicas a los efectos de analizar la influencia de las descargas sobre la ciudad de Colón. Se presentan los resultados de la variación espacial en la Figura 7 y la Figura 8 y la variación temporal en la Figura 9.

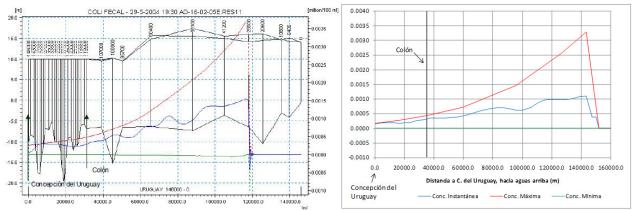


Figura 7.- Evolución espacial de la concentración de coliformes entre Concordia y Colón para Aguas Bajas, resultados del MIKE 11 a la izquierda y del HEC-RAS a la derecha.

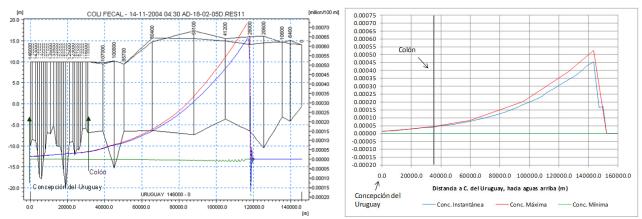


Figura 8.- Evolución espacial de la concentración de coliformes fecales entre Concordia y Colón para Aguas Medias, resultados del MIKE 11 a la izquierda y del HEC-RAS a la derecha.

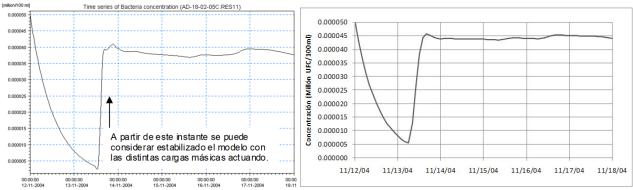


Figura 9.- Variación de la concentración de coliformes fecales frente a la ciudad de Colón, para un nivel de aguas medias y decaimiento estival, resultados del MIKE 11 a la izquierda y del HEC-RAS a la derecha.

Al comparar los resultados de concentraciones máximas para la condición de invierno se observa que el pico para el modelo MIKE 11 alcanza los 0,0040 millón UFC/100 ml mientras que con el HEC-RAS no llega a 0,0035 millón UFC/100 ml. Ocurre lo mismo con los valores máximos de concentración instantánea de coliformes, que son menores para la modelación con HEC-RAS.

Para los resultados estivales la diferencia es un poco mayor, aproximadamente de 0,0010 millón UFC/100 ml. Sin embargo a la altura de la ciudad de Colón, zona de interés para el estudio, los resultados son comparables. La diferencia entre ambos modelos es principalmente la dilución inicial y al no tener mediciones en el río inmediatamente aguas abajo de la zona de los vertidos, no se pueden ajustar correctamente los coeficientes de dispersión. No obstante la correspondencia entre ambos modelos es correcta principalmente aguas abajo de la descarga.

Del análisis temporal de aguas medias se observa que entre ambos modelos la concentración difiere en 5 UFC/100 (0,000005 millón UFC/100 ml) en éste caso de manera inversa al gráfico espacial de concentración de coliformes en el instante posterior a la descarga. Por lo tanto se puede concluir que para iguales datos el HEC-RAS es comparable pero más conservativo que el MIKE 11.

La metodología aplicada para el estudio bidimensional del transporte bacteriológico consistió en la realización de mediciones de parámetros de calidad de agua y la simulación y ajuste de los procesos que provocan la contaminación mediante diversos software de simulación.

A continuación se presentan los resultados obtenidos en inmediaciones de la descarga de Colón para la condición de aguas altas y bajos coeficientes de dispersión. Nótese que la descarga en el RiverFlow2D (RF2D) no se encuentra en la orilla debido a la imposibilidad del modelo de asignar a un nodo del borde de la malla como punto de descarga. En cuanto a las concentraciones calculadas con el RF2D los resultados son más conservativos a lo largo de la pluma y la dispersión transversal es apenas menor que la obtenida con el RMA4.

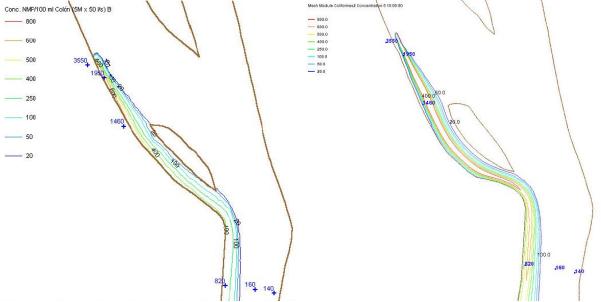
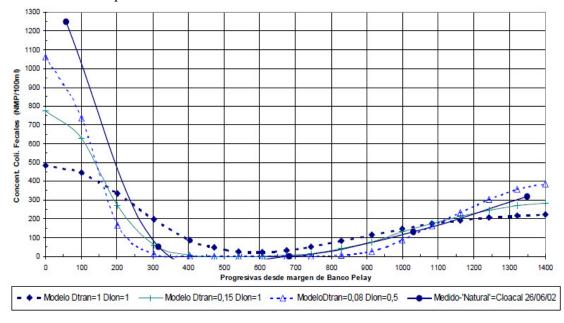


Figura 10.- Concentraciones medidas y simuladas en inmediaciones de la descarga cloacal de Colón para aguas altas, a la izquierda calculadas con el RMA2-RMA4 y a la derecha con el RF2D.

En la Figura 11 se presentan dos gráficos de un perfil transversal al río con concentraciones de coliformes medidas y simuladas, empleando el RMA2-RMA4, el RF2D y el MOHID, para diferentes coeficientes de dispersión longitudinal (Dlong) y transversal (Dtran), considerando descargas cloacales en las localidades de Colón y Paysandú simultáneamente. A las concentraciones medidas se le resta una concentración de base que representa el aporte de bacterias coliformes fecales de las descargas de Concordia y Salto.

Dado que no puede determinarse con precisión cual es la descarga másica de cada descarga cloacal que justo pasó por la sección de medición ubicada en banco Pelay durante el período en que se desarrollaron los muestreos de agua, los resultados de los modelos fueron escalados con el objeto de ilustrar que tanto en la realidad como en los modelos las concentraciones de bacterias en el centro del río son bajas y que los gradientes laterales hacia las márgenes son importantes.

Se puede observar además que los coeficientes de dispersión adimensional transversal que mejor se ajustan son bajos, encontrándose en el orden de los valores propuestos por Rutherford (1994) para cursos meandrosos. En el caso del modelo MOHID, el mismo emplea el número de Schmidt (Sc) definido como el cociente entre la difusión de cantidad de movimiento y la difusión de masa. Se han evaluado a la fecha los resultados con Sc = 0,1,0,8 y 1,0, presentándose los resultados preliminares obtenidos para el menor valor.



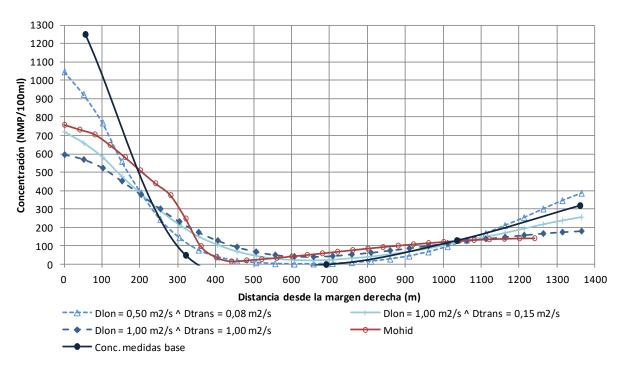


Figura 11.- Sensibilidad al coeficiente de dispersión en la transecta Banco Pelay para aguas altas (26/06/02), arriba calculado con el RMA2-RMA4 y abajo con el RF2D (con diferentes coeficientes) y el MOHID.

El modelo RMA4 utilizado para resolver la ecuación de advección-dispersión presenta un comportamiento inestable cuando se especifican los bajos coeficientes de dispersión resultantes en condiciones de aguas bajas con turbulencia y profundidad de agua reducidas, lo cual se ha solucionado empleando modelos más estables como el MIKE 21 y el MOHID. A continuación se presentan los gráficos en planta de la concentración de coliformes en las inmediaciones del banco Pelay para aguas muy bajas (28/04/04) y con coeficientes de dispersión bajos.

Es importante mencionar que debido a las bajas velocidades de la corriente en época de estiaje, los frentes de contaminación cloacal alcanzan la zona del banco Pelay con mucha demora, es decir es necesario mayor tiempo de cálculo.

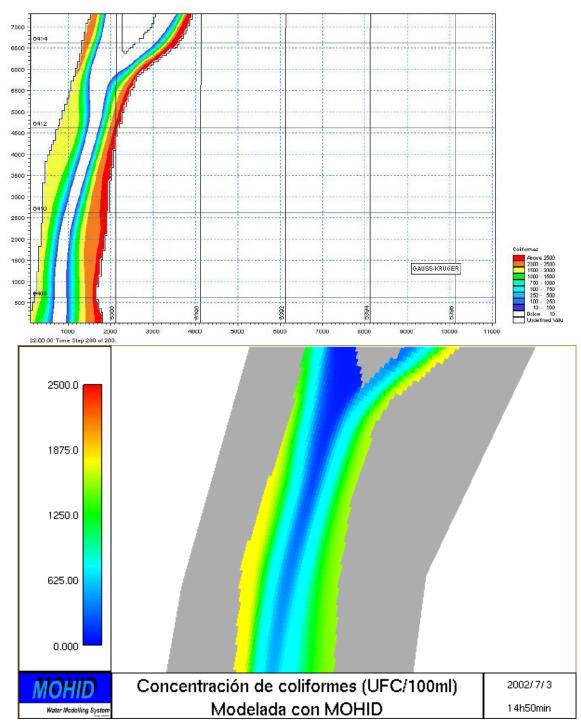


Figura 12.- Concentraciónes de bacterias coliformes fecales (UFC/100ml) en banco Pelay para aguas muy bajas, modeladas con el MIKE 21 (arriba) y]con el MOHID (abajo).

El modelo MOHID, como se mencionó anteriormente está todavía en etapa de investigación, pero se puede observar que aún sin estar completamente calibrado el módulo de calidad de aguas, se reproducen las tendencias resultantes del uso del modelo MIKE 21, dado que las plumas de contaminación de las descargas de Colón y Paysandú prácticamente no se mezclan a la altura del banco Pelay, situación coincidente con los datos medidos.

CONCLUSIONES

Los estudios realizados permitieron identificar los órdenes de magnitud en que los aportes de bacterias y nutrientes por parte de las localidades ribereñas afectan la calidad del agua del río. Se concluyó además que la problemática de floración algal registrada en algunas zonas balnearias puede estar exacerbada por aportes locales por lo que se está verificando este hecho con modelos 2D y planes de monitoreo en tramos de interés.

Se ha logrado un primer nivel de aproximación de la evolución de la clorofila "a" en el río Uruguay con el modelo matemático WASP. El modelo HEC-RAS permite asociar los módulos hidrodinámico y de calidad de agua, a lo largo trayecto del río Uruguay estudiado, lo cual es una mejora significativa en la metodología de cálculo anterior, dado que el WASP no calcula la hidrodinámica del río. Para el presente caso de estudio la problemática de floración algal registrada en algunas zonas balnearias puede estar exacerbada por aportes locales, y como su influencia en el cauce principal es poco relevante e independiente a las descargas de la represa, se implementó el modelo 2D MOHID en un tramo de interés por el uso del agua recreativo con contacto directo en cercanías de la costa, o captación para potabilización, a los efectos de explorar el fenómeno sin promediar en la sección del río.

Uno de los principales resultados obtenidos fue la verificación de que la concentración de bacterias coliformes en el río y particularmente en el Balneario de Banco Pelay en Concepción del Uruguay es sumamente variable tanto temporalmente como transversalmente al cauce. Los coeficientes de dispersión que se debió emplear para calibrar la modelación son bajos, coincidentemente con los recomendados en los antecedentes bibliográficos.

La modelación unidimensional de la calidad de agua bacteriológica permitió evaluar, a primer orden, la incidencia de las descargas de líquidos cloacales crudos en las zonas balnearias hallándose una adecuada correspondencia entre los resultados del MIKE 11 (software propietario) y el HEC-RAS (software gratuito). Para poder evaluar el impacto trasfronterizo de cada descarga en las distintas zonas balnearias a ambas márgenes del río se implementación modelos bidimensionales de cálculo.

Con el modelo RMA4 no fue factible representar el perfil transversal de concentraciones de bacterias coliformes en condición de estiaje, dado que para el cálculo es necesario especificar coeficientes de dispersión tan bajos que provocaban la inestabilización de la solución. El MIKE 21 y el RF2D permiten utilizar dichos coeficientes sin inestabilizarse, sin embargo el RF2D presenta el inconveniente de que para que se pueda calibrar la distribución transversal del contaminante, las dimensiones de las celdas deben ser muy pequeñas, con lo cual la cantidad de elementos es relativamente grande y las simulaciones se vuelven muy lentas. La versión libre del MOHID permite representar adecuadamente las concentraciones de coliformes, si bien ha presentado limitaciones en cuanto al empleo de la grilla curvilínea para el caso de condiciones de borde múltiples aguas abajo (debido a los dos brazos que tiene el río), las cuales se están investigando actualmente, en conjunto con el análisis de la influencia del número de Schmidt en la dispersión.

REFERENCIAS

CARU (2016) "Estudio de la calidad del agua en el Río Uruguay en el bienio 2013-2014: vigilancia de playas y estado trófico". Actividades de investigación de la subcomisión de medio ambiente y uso del agua.

Rutherford, J.C. (1994) River Mixing. J.Wilye & Sons, New York.

Zabalett, Alejandro (2012). "Impacto del tratamiento de aguas residuales sobre la calidad bacteriológica de las aguas del río Uruguay en el tramo Concordia-Concepción del Uruguay". Tesis presentada para el grado de Magíster en Ingeniería Ambiental. Universidad Tecnológica Nacional. Facultad Regional Concepción del Uruguay.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

ESTUDIO DE BASE DE LA LAGUNA DE RANCHOS PARA UNA GESTIÓN URBANA SOSTENIBLE

Guillermo Jelinski¹, Verónica M. Sosio², Susana Paredes³, Gustavo A. Colli⁴.

¹Departamento de Hidráulica, Facultad de Ingeniería, UNLP, Argentina, jelinski@ing.unlp.edu.ar; ²Departamento de Hidráulica, Facultad de Ingeniería, UNLP, Argentina, veronica.sosio@ing.unlp.edu.ar; ³Departamento de Hidráulica, Facultad de Ingeniería, UNLP, Argentina, susanaparedes87@hotmail.com; ⁴Comisión de Investigaciones Científicas, Provincia de Buenos Aires, Argentina, inggustavocolli@gmail.com.

RESUMEN:

La laguna Ranchos presenta un comportamiento eutrófico, cubierta casi en su totalidad por plantas acuáticas, principalmente repollito de agua o lechuga de agua (*pistia stratiotes*). La situación impide el uso del recurso por parte de la población y afecta el potencial turístico local.

La Municipalidad de Ranchos solicitó un estudio inicial, para la obtención de herramientas de gestión básicas y de sencilla aplicación, para implementar un adecuado manejo del cuerpo lagunar, garantizando su conservación y minimizando los problemas resultantes de una gestión inadecuada.

Para ello se llevó adelante un diagnóstico de la situación considerando aspectos climáticos, topográficos, hidráulicos, hidroquímicos, bióticos y culturales, para determinar los factores que alteran su calidad e impiden la conservación y aprovechamiento del cuerpo de agua.

En base a tareas de gabinete, estudios de campo (muestreo de calidad de agua, batimetría de la laguna, caracterización del estado actual de las riberas) y visitas periódicas a la zona en estudio, se identificaron las actividades, aportes y funcionamiento de la cuenca. Detectados los conflictos se propusieron medidas específicas iniciales para mitigar la situación y se establecieron las bases para un Plan de Manejo Integral de la Laguna, en un marco de sustentabilidad ambiental y social.

ABSTRACT:

The Laguna de Ranchos presents a eutrophic behavior, covered by aquatic plants, mainly water cabbage or water lettuce (*pistia stratiotes*). The situation prevents the use of the resource by the population and affects the local tourist potential.

Ranchos Municipality requested an initial study, with basic management tools and simple application, to implement the proper management of the lagoon, ensuring its conservation and minimizing the problems resulting from inadequate management.

A diagnosis of the situation was carried out considering climatic, topographic, hydraulic, hydrochemical, biotic and cultural aspects, to determine the factors that alter its quality and prevent the conservation and use of the lagoon.

Based on cabinet tasks and field studies (sampling of water quality, bathymetry of the lagoon, characterization of the current state of the lagoon banks) and periodic visits to the study area, the activities, entry of possible contaminants and operation of the basin. Once the conflicts were detected, specific initial measures were proposed to mitigate the situation and the bases for an Integral Management Plan for the Lagoon were established, within a framework of environmental and social sustainability.

PALABRAS CLAVES: Laguna de Ranchos, Sustentabilidad, Gestión, Recurso Hídrico.

INTRODUCCIÓN

La Municipalidad de Ranchos, ubicada en el Partido de General Paz, Provincia de Buenos Aires, ha visto que el uso recreacional que la población desarrollaba en la Laguna de Ranchos ubicada al norte de la ciudad se estaba perdiendo, al igual que el potencial turístico de la misma. Por ello, solicitó un estudio en busca de garantizar la conservación, la protección, la recuperación y el aprovechamiento sustentable de las aguas de la laguna.

Una vez consensuada la actividad y el alcance de las tareas, y firmado un convenio entre la Universidad y el Municipio para llevarlo adelante, se dio inicio al diagnóstico de la situación actual de la Laguna mediante un análisis completo de la misma considerando aspectos climáticos, topográficos, hidráulicos, hidroquímicos, etc.

El análisis de información antecedente, junto al desarrollo de tareas de gabinete y laboratorio, al igual que la realización de visitas periódicas a la zona en estudio y desarrollo de actividades de campo, ha buscado detectar los problemas, a fin de proponer acciones a corto, mediano y largo plazo a llevar adelante por el Municipio y sentar las bases para el desarrollo de un Plan de Manejo Integral de la Laguna, el cual permitirá al municipio hacer un uso sustentable de la misma, definir cuales son los proyectos necesarios, qué obras se priorizaran y la forma de llevarlos a la práctica, así como el tipo de financiamiento requerido para cumplir las diferentes acciones propuestas.

OBJETIVOS

Realizar un análisis del estado de la Laguna de Ranchos, determinando la calidad del agua, del estado de las riberas y la reversibilidad del estado eutrófico a fin de proponer soluciones para manejar el recurso desde el punto de vista recreativo y turístico, en condiciones seguras para la salud de la población y sus bienes y garantizando la protección de la vida acuática.

ÁREA DE ESTUDIO

La Localidad de Ranchos es la ciudad cabecera del partido de General Paz, se encuentra al noreste de la provincia de Buenos Aires. La laguna en estudio (35°30′28.87"S 58°19′31.67"O), se ubica en el límite N-E del casco urbano de la ciudad de Ranchos. Es una laguna artificial excavada en un bajo, adaptada para uso turístico y recreativo. Posee una superficie de 45 Ha, con tres isletas de 9 Ha totales, quedando un área acuática de 36 Ha de espejo de agua.

Representa un espacio importante de recreación y esparcimiento para la población, ya que se trata de un espacio verde con un ecosistema característico de la región pampeana. Muchos habitantes del lugar la utilizaban para realizar actividades acuáticas y actividad física en el camino circundante, hoy solo se utiliza el campin Municipal localizado en la orilla y durante el mes de enero, en la isla central, se realiza La Fiesta Municipal de Los Fortines.

El clima es templado pampeano o húmedo, con vientos predominantes de Sudeste y Norte. La temperatura media anual es de 17°C y la precipitación media anual es del orden de los 900 mm, concentrada en la estación cálida. Se ha contado con una serie de datos de 86 años (1911-1996) de precipitaciones mensuales y temperaturas medias anuales del Servicio Meteorológico Nacional, y para el periodo analizado la evapotranspiración no supera a las precipitaciones.

Geomorfológicamente, el área en estudio forma parte de la cuenca del Río Salado, en la llanura pampeana, zona deprimida. Se caracteriza por ser una llanura plana eólica con suelos arenoso-limosos y limosos predominantemente del Pleistoceno, con pendientes que no superan el 1,3% como es el caso de la mayoría de la región pampeana.

Ambientes lagunares

La región pampeana bonaerense se encuentra salpicada por numerosos espejos de agua someros con similares características. Las lagunas pampásicas, son cuerpos de agua estancos

(lénticos) de carácter permanente o temporario, carecen de estratificación térmica y química, debido a su escasa profundidad, poseen problemas hídricos debidos a ciclos de inundaciones y sequias (Quirós R, Drago E, 1999).

Las lagunas pampeanas presentan elevada concentración de materia orgánica y nutrientes, encontrándose generalmente en estado eutrófico. Esos procesos son relativamente lentos, pero en varias lagunas está determinado por las actividades humanas, con un incremento en la incorporación de nutrientes y como consecuencia una eutrofización acelerada o eutrofización cultural. Esta aceleración se puede deber a varias causas como puede ser el uso de detergentes, fertilizantes y desechos orgánicos. Las cuales generan modificaciones significativas más aparentes en la calidad del agua y así en el uso o explotación de las mismas. (Quiróz R., 2004)

La Laguna de Ranchos es de tipo arreica, conformada por una cubeta cerrada sin afluentes ni emisarios naturales, donde los aportes corresponden a la precipitación directa, la escorrentía superficial de sus márgenes e ingresos desde el acuífero libre. Actualmente, posee un emisario artificial compuesto por un canal de 15,5 km de longitud que descarga los excedentes al arroyo Vitel y algunos canales que ingresan a la misma. (Dangaus, 2005)

En la situación actual, constituye una expresión reducida y transformada por la mano del hombre de la original cubeta que dio origen a la misma. La alteración del cuerpo de agua original se debe a las obras comenzadas a mediados de la década de los 80 y parcialmente concluidas sobre el final del año 1995; las cuales se continuaron en el año 1999. Es por esta razón que se alteró el régimen de retención de los aportes hidráulicos superficiales.

Las actividades principales que se realizan son las acuáticas. Además, representa un espacio importante de recreación y esparcimiento para la población, ya que se trata de un espacio verde con un ecosistema característico de la región pampeana. Muchos habitantes del lugar van periódicamente a realizar actividad física en las inmediaciones de la misma. En la parte Oeste de la isla central funciona un campo de doma y en la parte Este, durante el mes de enero, se realiza La Fiesta Municipal de Los Fortines.

El Partido de General Paz en su ordenanza Nº43 del 30/78, busca encauzar y controlar la expansión urbana; preservar las áreas rurales dentro de la jurisdicción del partido, en concordancia con lo dispuesto por la Ley Provincial Nº8912, considera necesario la correcta utilización de las distintas áreas dentro del territorio para lograr el desenvolvimiento óptimo de las diversas actividades y la preservación de los recursos naturales, paisajísticos, históricos y de interés general. En este contexto la laguna de Ranchos se encuentra rodeada en todo su perímetro por tierras de dominio municipal, este hecho es de gran importancia al momento de definir las acciones para definir un plan de manejo integral.

METODOLOGÍA

Para comprender el funcionamiento del escurrimiento hídrico se realizó un Modelo Digital de Elevaciones (MDE) generado a partir de imágenes satelitales, delimitando las cuencas y subcuencas intervinientes. La zona más alta se encuentra al N-NO del Partido de General Paz en el límite con el Partido de Branden y la altura disminuye en forma gradual hacia el S-SE (figura 1). La localidad de Ranchos pertenece a la cuenca del Río Salado, pero como se puede visualizar se encuentra en una divisoria de aguas. De esta forma, parte de la ciudad Ranchos así como la laguna, escurren en dirección SO descargando a Rio Salado a la altura del Partido de General Belgrano, mientras que otra parte de la ciudad descarga en dirección Este, formando parte del sistema Vitel-Chascomús pertenecientes al sistema de Lagunas Encadenadas, descargando aguas abajo en el Rio Salado.

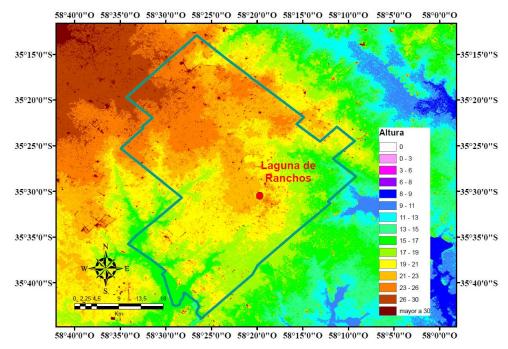


Figura 1.- Variación del Relieve en la zona del Parido de General Paz.

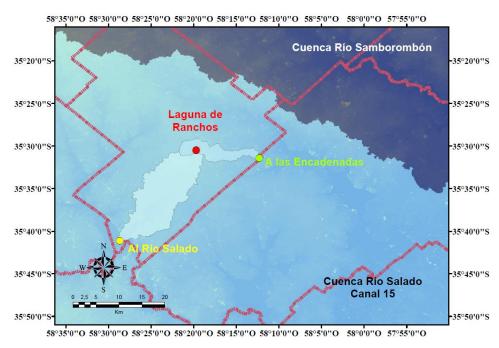


Figura 2.- Ubicación a nivel del Partido las Sub cuencas intervinientes en la zona de estudio

El estudio hidrológico e hidráulico y de posibles fuentes de contaminación, determinó que el ingreso de agua al sistema es por precipitación directa sobre la laguna, escorrentía desde la cuenca de aporte por las riberas e ingresos antrópicos por canalizaciones, mientras que los egresos son evapotranspiración y canal de salida, desconociéndose en esta instancia la influencia del acuífero en el balance de la laguna.

De la investigación antecedente, estudio de imágenes, relevamientos de campo y entrevistas con pobladores y funcionarios, se confeccionaron mapas que ilustran los aportes a la laguna y que permitirían identificar potenciales fuentes de aporte de contaminantes a la laguna (Figura 2):

- (1) <u>Canales de ingreso</u>: lavado superficial de campos adyacentes (agroquímicos, fertilizantes, nutrientes); parte de la escorrentía proveniente del parque industrial (materia orgánica, nutrientes, bacteriológico), canales pluviales aportando el lavado de la ciudad, de una cerealera (lavado de planta y potenciales vuelcos de efluentes), de lavado de un desarmadero a cielo abierto (hidrocarburos);
- (2) <u>Canal de descarga</u>: regulado por una compuerta (retener el agua en sequías y controlarla en crecidas); lavado o rebalse de la Planta de Tratamiento de Líquidos Cloacales de la ciudad que se encuentra próxima a la laguna (el vertido de efluentes se efectúa al canal, aguas abajo de la compuerta); lavado de las instalaciones del matadero abandonado: edificio muy cercano a la laguna con lagunas de tratamiento en desuso y abandonadas;
- (3) <u>Islas centrales</u>: Campo de doma con presencia constante de caballos, sin una correcta gestión de desechos (materia orgánica, nutrientes, bacterias); Fiesta de los Fortines con generación de residuos durante el festejo, que se realiza sólo un fin de semana al año, por lo que su eventual perjuicio es menor.



Figura 3.- Canales de ingreso y egreso y puntos de muestreo para análisis de calidad de agua.

Se realizó el relevamiento batimétrico con el fin de complementar el análisis hidrológico y determinar la profundidad de la laguna. Con el fin de cubrir la mayor parte de la superficie, se registró la profundidad en 40 puntos georreferenciados con un GPS. Los valores de profundidad obtenidos se corrigieron con un punto fijo nivelado provisto por la municipalidad de Ranchos (ubicado sobre la alcantarilla en el camino de ingreso a las islas), determinando así las cotas IGN de cada punto, con las que se corrigieron los puntos medidos y con ello se realizó la batimetría correspondiente.

En la misma campaña, y teniendo en cuenta las posibles fuetes de contaminación identificadas, se seleccionaron 7 puntos de muestreo para observar la influencia de cada sitio en la calidad de agua (Figura3). A las muestreas de muestras de agua colectadas en la laguna, se le realizaron análisis de parámetros fisicoquímicos, nutrientes y bacteriológicos. Los puntos de muestreo y fuentes de aporte seleccionadas son las siguientes:

Punto 1: zona frente a las parrillas del Camping, sector con mayor concurrencia de la población a lo largo del año, en la cual la hay mayor probabilidad de exposición al contacto con el agua.

Puntos 2 y 4: área donde ingresa por las alcantarillas, agua de lavado de los campos adyacentes.

3492 | XXVIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica 2018 - Argentina

Punto 3: zona estanca entre las islas centrales, posibles los aportes por escorrentía del campo de doma, con escasa circulación de agua.

Punto 5: en este punto se plantea observar la influencia del canal de ingreso de la alcantarilla 1, trae aguas pluviales desde el sector del parque industrial.

Punto 6 y 7: se analizan los aportes provenientes del canal de recolección de pluviales y cercanías.

Índice de Calidad de Agua

Índice de Calidad de Agua (ICA), define la aptitud del cuerpo de agua respecto a los usos prioritarios que este pueda tener. Se utilizó el ICA de la Fundación de Sanidad Nacional de los Estados Unidos (NSF), índice ampliamente utilizado y diseñado específicamente para caracterizar la calidad del agua en ríos, sin embargo se consideró válida su aplicación para el caso de la laguna como un dato más a tener en cuenta para la evaluación de la situación. El método utiliza los parámetros: Coliformes Fecales, pH, DBO₅, Nitratos, Fosforo Total, Cambio de la Temperatura (diferencia entre la temperatura ambiente y la temperatura del agua), Turbidez, Sólidos disueltos totales, OD (porcentaje de saturación). Para el cálculo se aplicó la versión aditiva de este índice.

$$ICA - NSF = \sum_{i=1}^{9} (Q_i * W_i)$$
 [1]

La fórmula [1] utiliza factores de ponderación Wi propuestos por NSF para cada parámetro, con una variación ente 0 y 1, y factores de escala Qi que se calcularon por medio de ajustes polinómicos a las curvas de estandarización asociadas a cada variable formulados por la NSF (Fernández y Solano, 2003).

Cálculo del Grado de Eutrofizción

Para el cálculo del grado de eutrofización que presenta la laguna, se aplicó el método propuesto por el Comité de Eutrofización de la Organización de Cooperación Económica y Desarrollo (OCDE), que relaciona los diferentes estados tróficos con los contenidos de clorofila determinados en el cuerpo de agua y se utilizó el Índice de Contaminación Trófica ICOTRO, que se fundamenta en la concentración de fósforo total, el cual, por ser generalmente el nutriente limitante, define la eutrofización en ecosistemas acuáticos.



Figura 4.- Campaña de muestreo y medición de profundidad (Febrero 2017). Superfície de la laguna cubierta con Pistia Statiote

El estado trófico de las lagunas pampeanas varía desde eutróficos hasta altamente hipertróficos (Miretzky et al., 1998). Para cuantificar el grado de claridad o turbidez de la Laguna de Ranchos, se utilizó la relación entre la profundidad media y la profundidad de la zona fótica (Zmedio/Zfótico). Cuando este indicador es menor o cercano a uno, es altamente probable que el cuerpo superficial presente un alto desarrollo de macrófitas sumergidas y emergentes, resultando una laguna de aguas claras; por otra parte, una laguna de aguas turbias con baja transparencia tiene un grado variable de fitoplancton y posee una biomasa algal mayor a la anterior y una relación cercana al cero (Quirós et.al.2002). Los datos morfométricos surgidos de la batimetría realizada en la laguna de Ranchos, la definen como una laguna de aguas claras por tener una relación Zmed/Zmáx inferior a 0.64

Índice de Conservación de Riberas

Para la evaluación de las riberas se adaptó metodología publicada en el Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras (Azul- Prov. Bs As, año 2010), "La conservación de las zonas de ribereñas de arroyos pampeanos", de E. Troitiño, M.C. Costa, L. Ferrari y A. Giorgi. Si bien es una metodología utilizada en arroyos se puede aplicar ya que en la actualidad no existe una caracterización específica para lagunas pampeanas.

En los cuerpos de agua que se encuentran o atraviesan zonas rurales, una fracción importante de los contaminantes y sedimentos transportados por escorrentía ingresan a los mismos de manera difusa a lo largo de todo el recorrido, a esto se denomina carga de lavado. De allí que la protección de las denominadas zonas buffer o Zonas de Amortiguamiento Ribereñas (ZAR), resultaría ser una medida eficaz para reducir ingresos de contaminantes como nitrógeno, fosforo y pesticidas a las lagunas y mantener en límites aceptables la calidad del agua. La conservación de las Riveras incrementa el valor de la tierra al mejorar la calidad estética de las propiedades e incrementan la vida silvestre de la región (Troitiño, 2010)

Se utilizaron algunos atributos relevantes de paisaje, previamente definidos, para construir un índice de calidad de ribera que permita identificar aquellos tramos del cuerpo superficial que presenten riesgos, y así poder advertir sobre la necesidad de adoptar medidas de manejo para recomponer las condiciones apropiadas de la ribera.

Ancho: (A) Atributo que integra a la pendiente y longitud de los suelos de rivera, considerados como el 100% de los suelos que pueden sufrir pérdidas de erosión. La clasificación del ancho de la ZAR resulta en la fracción decimal del suelo de ribera ocupado efectivamente como ZAR.

Uso de lotes adyacentes: (U) Clasifica los suelos por su capacidad de uso. Los suelos sometidos a un uso inadecuado para su aptitud serán clasificados con puntaje menor cuanto más riego de erosión y degradación de márgenes representa el uso efectivo.

Cobertura Vegetal: (C) Se estableció un máximo de cobertura determinado por la vegetación espontanea sin pastoreo. El mínimo de cobertura es donde se presenta suelo desnudo, o manchones aislados de vegetación. Un grado intermedio está dado por un pastoreo de al menos 20 cm de altura de cobertura, sin pisoteo evidente y sin deterioro del suelo. Se busco establecer el porcentaje de cobertura para cada zona. La valoración definitiva se logra con la medida de la altura, estratos y existencia de colchón vegetal.

Uso de margen: (M) Esta variable refiere al uso habitual de la misma, pastoreo ocasional, recreación, etc. El valor de esta variable es menor cuando el uso impacta en forma negativa sobre las condiciones de la margen: basural, transito de animales o vehículos, etc.

Límites: (L) La existencia de alambrados delimitando la margen es una medida para restringir el ingreso. El máximo puntaje para esta variable fue para lotes completamente cercados con alambrado en condiciones de frenar el acceso. El puntaje mínimo es para lotes sin alambrar. La existencia de alambrado con abertura específica para acceso se pondera como grado intermedio.

Ingresos: (I) Los ingresos son definidos como sitios delimitados por donde el agua penetra evadiendo el ZAR y arrastrando sedimentos. Estos ingresos son considerados cuando aportan una cantidad significativa de sedimentos que pueden observarse en los ingresos a la laguna. Para

clasificar este atributo se estableció el porcentaje del lecho libre de sedimentos, distinguiéndose a mitad del canal para clasificar cada margen por separado.

Una vez ponderados los atributos con una escala de 1 a 10, se aplica la fórmula [2] para obtener el I.C.R.

$$I.C.R = \sum \frac{(A+U+C+M+L+I+F)}{N}$$
 [2]

Los tramos en estudio se clasificaron de acuerdo a los siguientes rangos para obtener el Índice de conservación se ribera, en una escala del 1 al 10, según la Tabla1:

Tabla 1.- Intervalos de validez del I.C.R.

I.C.R ente 1 y 3	Sectores severamente alterados
I.C.R ente 4 y 6	Condiciones que disminuyen sensiblemente la capacidad de amortiguación
I.C.R ente 7 y 9	Algún nivel de alteración pero que no afectan seriamente la capacidad
	amortiguadora, ni el mantenimiento de biodiversidad
I.C.R igual a 10	Sectores en ideales condiciones de conservación (tramos completamente
	conservados sin signos evidentes de degradación) y de muy bajo riesgo de
	alteración

RESULTADOS

De la mediciones obtenidas en campo y de la batimetría realizada, se observa que la laguna presenta mayores profundidades en el sector noreste coincidente con la zona de egreso, alcanzando un valor máximo de 1.85 metros y menores profundidades en el sector sudeste, con un promedio de 1.10 metros y un mínimo de 0.94 metros, cercano al ingreso del canal proveniente del parque industrial. La diferencia de profundidades se debe a las tareas de dragado que se realizaron en el sector del egreso. (Figura 5)

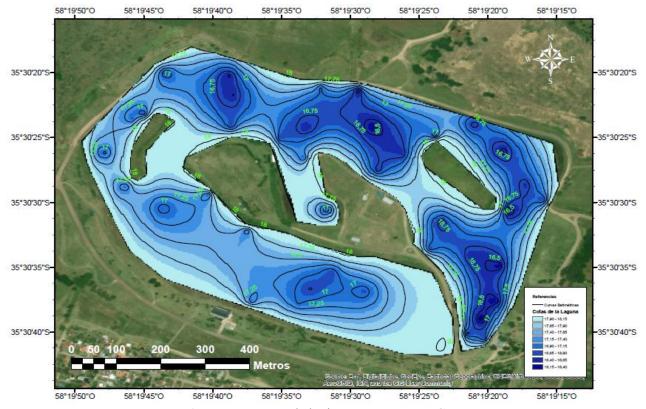


Figura 5.- Puntos de batimetría con cotas IGN.

En la siguiente Tabla 2, se presentan los resultados obtenidos de los parámetros analizados para las 7 muestras de agua tomadas y el valor promedio de cada parámetro para la obtención del ICA de la laguna.

Tabla 2.- Valores de los parámetros muestreados en los 7 puntos de la laguna

Puntos	1	2	3	4	5	6	7	Promedio
Temperatura [°C]	21,9	21,2	22,1	20,9	23	20,5	20,4	21,43
Profundidad [m]	1,85	1,65	1,4	1,4	0,96	0,965	1,33	1,37
Turbiedad [UNT]	9	8	8,5	9,5	12,5	9,5	12,5	9,93
Cond. Eléctrica [µS/cm]	204,8	214	219,4	213,6	219	214	223,4	215,46
Sólidos totales a 105 [mg/L]	145	150	115	110	112	109	114	122,14
DBO5 [mg/L]	5,9	4,5	4,1	2,9	5,5	6,6	3,9	4,77
DQO [mg/L]	46,7	38,4	32	26,6	71	69,8	34,9	45,63
Fósforo Total [mg/L]	0,17	0,15	0,13	0,14	0,13	0,13	0,13	0,14
Nitrógeno amoniacal [mg/L]	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,10
Nitrógeno orgánico [mg/L]	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,40
Nitratos [mg/L]	0,6	0,4	0,5	0,4	0,4	0,4	0,5	0,46
Nitritos [mg/L]	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Clorofila-a [mg/L]	9,1	3,3	4,5	3,7	29,1	10,2	4	9,13
Cloruros [mg/L]	23,1	17,2	15,2	15,2	18,6	17,8	18,2	17,90
Sulfatos [mg/L]	2,3	2,1	3,6	6,7	3	2,5	1,8	3,14
Carbonatos [mg/L]	1	1	1	1	1	1	1	1,00
Bicarbonatos [mg/L]	105	95	120	130	115	110	120	113,57
Sodio [mg/L]	20,5	14,9	12,6	11,4	10,1	8,6	11,2	12,76
Potasio [mg/L]	8,5	8,9	7,6	7	6,5	5,5	8,3	7,47
Magnesio [mg/L]	11	10,4	8,1	8,1	7,9	6	8,9	8,63
Calcio [mg/L]	12,6	12	10,4	10,6	10,4	9,4	10,6	10,86
Col. fecales [NMP/100ml]	380	90	430	43	40	200	110	184,71
OD [mg/L]	1,55	1,4	1,5	1,45	1,34	1,55	1,4	1,46
pН	6,69	6,39	6,68	6,6	6,68	6,37	6,58	6,57

El ICA adopta para condiciones óptimas un valor máximo determinado de 100, que va disminuyendo con el aumento de la contaminación hasta 0, para una calidad de agua totalmente deteriorada. La aplicación del ICA para la laguna, arrojo un valor de 56.32, determinando una calidad de agua <u>REGULAR</u>, según el método. Las aguas con un ICA de esta categoría tienen generalmente menos diversidad de organismos acuáticos y han aumentado con frecuencia el crecimiento de algas o vegetación, caracterización que coincide con las observaciones realizadas en la laguna.

Teniendo en cuenta el índice obtenido, según la NSF, la calidad de agua para *Uso Recreativo*, es "aceptable pero no recomendable", por lo que se recomienda restringir los deportes de inmersión con precaución de ingesta y "dudosa para contacto con el agua". Para *Uso en pesca y vida acuática* es "dudoso para especies sensibles" y "dudosa la pesca para consumo" ya que conlleva riesgos para la salud, pero "apto para pesca recreativa".

De la aplicación del Índice en cada punto de muestreo (tabla 3) se observa que todos los valores están comprendidos dentro del rango [51-70] que indica una calidad Regular. Los puntos 4 y 5 presentan una leve mejoría coincidiendo con la disminución de Coliformes Fecales, parámetro que posee un peso de ponderación de 15%.

Tabla 3.- Índice de Calidad de Agua (ICA-SNF) para cada punto de muestreo y valor promedio de la laguna.

Punto	1	2	3	4	5	6	7	Promedio
ICA	56,88	58	58,68	62,22	62,24	55,38	59	56,32

Grado de eutrofización

A diferencia de otros índices anteriores, en los cuales se determina un valor particular entre 0 y 1, la concentración del fósforo total define por sí misma una categoría discreta a saber: Oligotrófico < 0,01 (mg.L-1) Mesotrófico 0,01 - 0,02 (mg.L-1) Eutrófico 0,02 - 1 (mg.L-1) Hipereutrófico>1 (mg.L-1) . De similar manera ocurre con las concentraciones de clorofila-a (Tabla4).

Tabla 4.- Grados eutróficos

Grado de eutrofia	Clorofila-a [mg/m³]	Fósforo total [mg/L]		
Oligotrófico	Oligotrófico 1-2,5			
Mesotrófico	2,5-7,9	0,01-0,02		
Eutrófico	8-25	0,02-1		
Hipereutrófico	>25	>1		

Tabla 5.- valores promedio de clorofila y fósforo en la laguna

Fósforo total [mg/L]	0,14
Clorofila-a [mg/m³]	9,13

Como se ve en la Tabla 5, los valores promedio de fósforo como los de clorofila hallados en la laguna de Ranchos, indican que la laguna se encuentra en un estado EUTRÓFICO.

El relevamiento de la zona permitió determinar que la vegetación de macrófitas está compuesta por juncos (*Juncaceae*), totoras (*Typha angustifolia*) y repollito de agua (*Pistia stratiotes*) resultando esta ultima la especie predominante. La *Pistia* se encuentra en la superficie gracias a sus hojas flotantes que forman una roseta, tiene sus raíces sumergidas y se reproduce por estolones o por semillas alojadas entre las raíces. Llegan a ser de gran tamaño impidiendo el paso de la luz a las zonas profundas del cuerpo de agua y limitando la transferencia del oxígeno del aire al agua, reduciendo la biodiversidad. Como aspecto positivo, es una especie competidora de las algas por los nutrientes disponibles en el agua, de modo que previene las floraciones algales no deseadas.

Utilizando la herramienta de Google Earth Se delimitó la zona en estudio en 4 sectores, teniendo en cuenta la homogeneidad del lugar, para lograr un atributo más representativo de la zona. (Figura 6)

Sector 1: Se encuentra el camping, la parrilla, sitio recreativo, zonas restringidas a uso público, parte de sector urbano y la planta de tratamiento de efluentes cloacales de la ciudad.

Sector 2: Contempla zonas de uso recreativo, ubicación de pileta municipal, lugar donde se encuentras los canales pluviales de la ciudad y parte del sector urbano.

Sector 3: Zona de campos aledaños, canal de ingreso a la laguna que transporta los pluviales del parte industrial.

Sector 4: Gran superficie de campo, pero con mayor densidad vegetación que el sector 3, tanto en cercanía a la laguna como en toda su área delimitada.

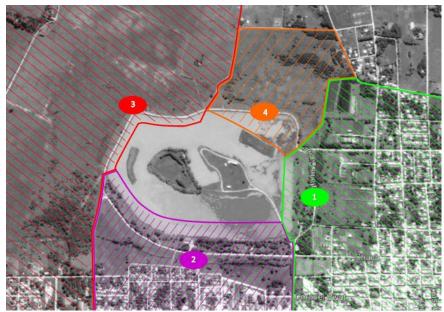


Figura 6.- Sectores donde se aplico el I.C.R

Con la información obtenida en el relevamiento a partir de imágenes, fotografías y planillas de campo, se realizaron los cálculos para obtener la clasificación promedio por atributo.

Tabla 6.-Valor de los atributos y del I.C.R en cada sector

Atributos	Sector 1	Sector 2	Sector 3	Sector 4
Uso de lotes Adyacentes (U)	5	5	3	10
Uso de Márgenes (M)	7	7	7	8
Cobertura Vegetal (C)	1	1	1	7
Ingresos (I)	1	1	1	6
Ancho (A)	1	1	1	10
Limites (L)	1	2	2	6
N	6	6	6	6
I.C.R	3	3	3	8

Como puede observarse en la Tabla 6 los sectores 1, 2 y 3 según la metodología empleada son "Sectores severamente alterados", mientras que el 4 posee "algún nivel de alteración, pero no afecta seriamente la capacidad de amortiguación".

CONCLUSIONES

Si bien el estudio solicitado surge debido a la cobertura total del cuerpo de agua por el repollito de agua, este se trata de un "mal menor", ya que, por su consumo de nutrientes y forma de reproducción, previene la floración de algas que generaría una degradación mayor de la calidad de agua. No obstante, es necesario controlarlo para poder realizar actividades deportivas y recreativas en la laguna. Se recomienda mantener una cobertura de un 25% de la superficie, con *Pistia Stratiotes*, permitiendo el uso recreativo conservando la naturaleza del ecosistema y reduciendo el grado de eutrofización.

Si bien la relación de volúmenes precipitados respecto a los evapotranspirados es positiva, no se ha considerado el consumo de agua de las pistias stratiotes, que para el caso en estudio resulta elevado dada la población de este vegetal presente en la laguna, debiéndose ajustar el valor considerando la superficie de vegetación que quedará en el espejo de agua, de acuerdo al real consumo de agua de la misma.

Dado que las riberas colaboran a la buena calidad del agua, se recomienda aumentar la superficie de las zonas buffer, para retardar el ingreso a la laguna y reducir la cantidad de nutrientes y contaminantes.

Para mejorar la calidad de agua será necesario mantener el oxígeno disuelto (OD) en valores superiores al 70% de saturación y reducir los Coliformes Fecales al mínimo posible.

En función a los estudios realizados se recomendó al municipio realizar obras que favorezcan la circulación de agua, reduciendo las zonas estancas; realizar un control periódico de los canales de ingreso a la laguna, ya que los valores más altos de materia orgánica y contaminantes se obtuvieron en los puntos cercanos a las descargas; implementar un plan de gestión responsable de los residuos generados tanto en el campo de doma como en la zona del camping; mantener bajo la órbita estatal los terrenos linderos a la laguna e implementar un plan integral de gestión, conservación y mantenimiento de la laguna, contemplando un sector de emergencia para posibles eventos extremos de desborde, de uso exclusivamente recreativo.

La correcta gestión ambiental del recurso hídrico permitirá recuperar un área de alto valor social, logrando además la sustentabilidad del ecosistema.

REFERENCIAS

Dangaus, N.V. (2005). "Los ambientes acuáticos de la Provincia de Buenos Aires", Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino.

Miretzky, P, Herrero, M, Galindo, G. y Fernández Cirelli, A. (1998) "Caracterización de los recursos hídricos en la zona del sistema de las lagunas encadenadas de Chascomús". Rev. Asociación Argentina de Geología aplicada a la Ingeniería y al Ambiente 12, 85-100.

Quirós R, Drago E (1999) "The environmental state of Argentinean lakes: Lakes and Reservoirs. Research and Management 4: 55-64.

Quirós, R, Rennella, A.M., Boveri, M.B., Rosso, JJ. y Sosnovsky, A. (2002). "Factores que afectan la estructura y el funcionamiento de las lagunas pampeanas". Ecología Austral 12: 175-185.

Quirós R, (2004) "Sobre la Morfología de las Lagunas Pampeanas" Documento de Trabajo del Área Sistemas de Producción Acuática N°3. Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires.

Troitiñio, E; M.C Costa; L Ferrari & A Giorgi. (2010) "La conservación de las zonas ribereñas de un arroyo pampeano". I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras Azul, Buenos Aires, Argentina. Tomo II: 777-784.

NSF International Consumer 2004. Disponible en:http://www.nsf.org/consumer

EPA (Environmental Protection Agency). "The quality of our nation's water": Washington, D.C., 209 Pp., 1994

Fernández N. y Solano F., (2003) Índices de Calidad de Agua e Índices de Contaminación. Aportes a su conocimiento y Análisis. Vicerrectoría de Investigaciones. Universidad de Pamplona.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBREDE 2018

APROVECHAMIENTO DE CORTINAS Y EMBALSES DE PRESAS EN MÉXICO PARA LA GENERACIÓN ELÉCTRICA FOTOVOLTAICA

Ing. María de los Ángeles Baltazar Lazaro¹, Dr. Felipe I. Arreguín Cortés², M.I. Claudia Elizabeth Cervantes Jaimes³

¹Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), México, angela9104@hotmail.com ²Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), México, felipe_arreguin@tlaloc.imta.mx. ³Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), México, elizabeth cervantes@tlaloc.imta.mx

RESUMEN:

Actualmente un 70.5% de la energía eléctrica nacional proviene de tecnologías convencionales y solo el 29.5% de fuentes no convencionales renovables.

Considerando que México recibe hasta un 70% más irradiación que otros países con grandes desarrollos de aprovechamiento solar y existen en el territorio nacional aproximadamente 5,100 presas y bordos con zonas propicias para la generación a partir de fuentes renovables, este trabajopresenta una metodología para la estimación del potencial de generación de energía eléctrica mediante sistemas solares fotovoltaicos instalados en embalses (SSFV flotantes) y cortinas de presas en México.

El potencial de generación de electricidad anual nacional por sistemas instalados en cortinas es de 8,221 GWh,mientras que el potencial de generación de electricidad anual nacional por sistemas fotovoltaicos instalados en embalse o flotantes, es de 65,663GWh, lo que suma un total nacional de 73,885 GWh.Se concluye que las cortinas de las presas de México tienen un alto potencial fotovoltaico que no ha sido aprovechado y podría satisfacer en un 95% el consumo energético actual por bombeo del sector agrícola, además, el potencial de los embalses podría contribuir a satisfacer la demanda de energía de algunas plantas potabilizadoras y de tratamiento de aguas residuales.

ABSTRACT:

Currently 70.5% of the electric power at national level comes from conventional technologies and only 29.5% from non-conventional renewable sources. Mexico receives up to 70% more irradiation than other countries with large solar development and there are approximately 5,100 dams withinthe national territory with areas suitable for generation offenewable energy. Accordingly, this paper presents a methodology for estimating the potential of electricity generation through photovoltaic solar systemsonreservoirs (floating SPVS) and dams in Mexico.

The annual electricity generation potential at national level by photovoltaic panels installed on leveesis 8,221 GWh, while the annual electricity generation potential ofthose installed in reservoirs or floating SPVS, is 65,663 GWh, which makes a total of 73,885 GWh. In conclusion, the levees of dams inMexico have a high solar potential that has so far not been effectively exploited and could meet the 95% the current energy consumption ofpumping equipment in agricultural sector. In addition, the potential of Mexican reservoirs could contribute to meeting the energy demand ofdrinking water and wastewater treatment plants.

PALABRAS CLAVES: generación de energía eléctrica, sistema solar fotovoltaico, presas, cortinas, embalses, paneles solares flotantes

INTRODUCCIÓN

En 2015 se enfrentaron los primeros retos derivados de la implementación de la Reforma Energética, uno de estos es el establecimiento de las regulaciones e instituciones necesarias para llevar a cabo una transición de un modelo basado en energías fósiles, a uno con mayor producción de energías a partir de fuentes no convencionales renovablesy una mejor gestión de consumo.

Con esta intención, México se comprometió a incrementar su porcentaje de generación de energías a partir de fuentes renovableshasta alcanzar un 35% en el año 2029 (SENER, 2015). En este mismo sentido, de acuerdo a la prospectiva del sector eléctrico, se aumentará la capacidad de generación con tecnología solar de 0.1% a 1.7%.

Para contribuir al porcentaje planteado de generación de energía a partir de fuentes renovables, mediante el uso de tecnologías fotovoltaicas, son necesarias extensiones de terreno considerables, 1km² para generar 65MW, las cuales podrían destinarse a la producción de alimentos o a la conservación de ecosistemas (zonas naturales protegidas).

Una de las experiencias más notables en el aprovechamiento de infraestructura ya existente para este tipo de generación de energía eléctrica, se tiene en Japón, que actualmente cuenta con seis de las 10 plantas flotantes para generación de energía eléctrica más grandes del mundo, y que poseenen conjunto una capacidad instalada de 30.1 MW.

México recibe hasta un 70% más irradiación que otros países con grandes desarrollos de aprovechamiento solar. Aproximadamente el 90% del territorio mexicano presenta una irradiación en el rango de 4kWh/m² a 6 kWh/m², lo que hace viable la utilización de sistemas fotovoltaicos y les da el potencial de hacer una importante contribución a la disminución del uso de combustibles fósiles, ya que actualmente un 70.5%de la energía eléctrica en México proviene de tecnologías convencionales y solo el 29.5% de tecnologías limpias (SENER, 2018).Además, existen en el territorio nacional aproximadamente 5,100 presas y bordos (CONAGUA, 2016) con zonas propicias para la instalación de sistemas de generación a partir de fuentes renovables.

Al hacer una revisión de la infraestructura hidráulica en México, es evidente que las presas representan un gran potencial para la generación de energía eléctrica por medio de la instalación de sistemas fotovoltaicos, tanto sobre la cara aguas abajo de las cortinas como en la superficie libre de los embalses, las cuales en muchos casos ofrecen protección a los sistemas fotovoltaicos ante un posible robo o daño. Además,por las vías de comunicación y líneas de transmisión de energía eléctrica presentes, necesarias para la instalación de infraestructura, así como la inyección de la energía generada en la red existente y su distribución.

Algunas de las necesidades energéticas que podrían cubrirse se presentan en el sector agrícola, que en el período 2009-2017 presentó una demanda promedio anual de 8,580.1 GWh (INEGI, 2018).

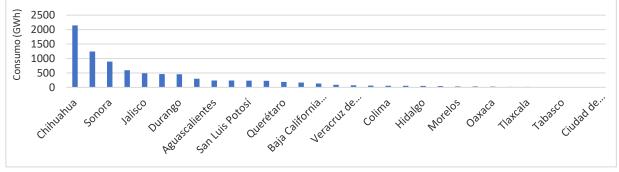


Figura 1.- Demanda de energía eléctrica para bombeo en el sector agrícola

Así mismo en México, donde se trata únicamente el 52.7%, existen 555 plantas de tratamiento de aguas residuales (PTARs) fuera de operación (CONAGUA,2016), que representan 19 % del número total de instalaciones, y han sido abandonadas por falta de recursos por parte de los gobiernos locales para cubrir el costo por consumo energético de operación.

Este trabajo presenta una estimación del potencial de generación de energía eléctrica mediante paneles solares instalados en embalses y cortinas de presas en México que pueden ser conectados a la red eléctrica nacional. Se proponen como una fuente de energía renovable que mediante recursos disponibles hasta ahora no aprovechados, puede contribuir a resolver necesidades energéticas específicas. A continuación se describe el inventario disponible de infraestructura hidráulica en México, dentro del que se identificaron las obras con características adecuadas para la instalación de dichos sistemas.

INFRAESTRUCTURA HIDRÁULICA Y CONDICIONES PARA LA INSTALACIÓN DE SISTEMAS FOTOVOLTAICOS

Para fines de este proyecto se utilizó la información contenida en elSistema de Seguridad de Presas de la Comisión Nacional del Agua, el cual proporciona datos actualizados de poco más de 1,600 presas, tales como ubicación, uso del agua, dimensiones, características y estado físico y operativo. De este conjunto de estructuras inventariadas se descartaron las que poseen cortinas de altura menor a 4 m, las destinadas a almacenar jales y las de cortina tipo arco, arco-bóveda y contrafuertes, ya que uno de los objetivos es contar con la mayor área posible al mismo tiempo que se cumpla con estándares de seguridad estructural, así como control del acceso a las instalaciones y protección de los dispositivos que se instalarán.

Finalmente se trabajó con 1,503 presas, las cuales se distribuyen en las entidades federativas de la siguiente manera:

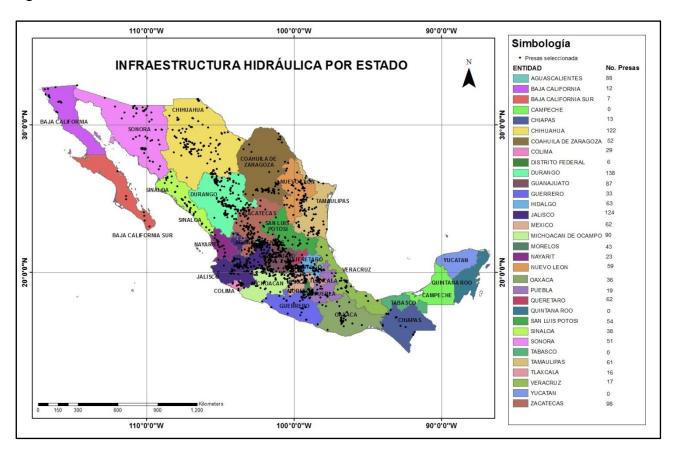


Figura 2.- Número de presas por estado

De las 1503 presas seleccionadas, 747, aproximadamente el 50%, poseen cortinas de menos de 10 m de altura y suman un área de 486.4 ha;229presas, el 15%, entre 10 y 15 m, las cuales reúnen un área de 216.12 ha; 315presentan una altura entre 15 y 30 m yacumulan 1,335.56 ha y solo 212 de estas, presentan cortinas mayores a 30 m de altura con un área en conjunto de 1,106.10 ha (ver Tabla1 y Figura 3).

Tabla 1.-Área disponible por altura de presa

Altura	No. Presas	Área disponible (ha)
Menor e igual a 10m	747	486.4
Mayor a 10 y menor o igual a 15	229	216.1
Mayor a 15 y menor o igual a 20	155	174.1
Mayor a 20 y menor o igual a 30	160	229.4
Mayor a 30	212	1106.1

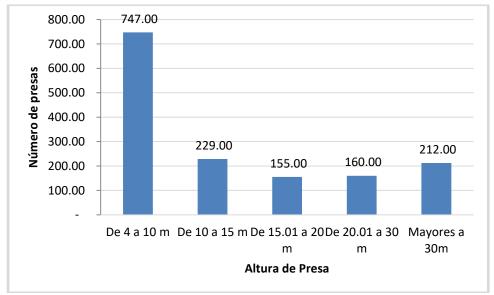


Figura 3.- Número de presas por altura de cortina

La mayoría de las presas inventariadas son homogéneas de tierra, sin embargo, existe una cantidad considerable de presas de mampostería, homogéneas con protección de enrocamiento, materiales graduados y concreto. No se han identificado restricciones para la instalación de paneles solares enninguno de estos materiales, por lo que no se descarta ninguna presa por el material de la cortina.

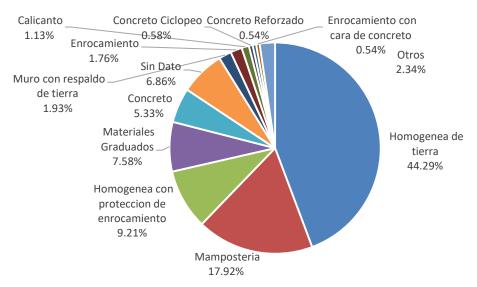


Figura 4.- Clasificación de presas por material de cortina

La mayor parte de las presas de México son de tipo flexibles de tierra y/o enrocamiento y representan poco más del 50 %, en segundo lugar se encuentran las presas rígidas de gravedad y en tercer lugar las presas tipo flexible. Por tipo de cortina se descartaron las rígidas de contrafuertes y la tipo indio debido a que se buscó obtener la mayor área posible, y la tipo indio no posee gran altura mientras que la rígida de contrafuertes solo tiene disponible una fracción de su cortina.

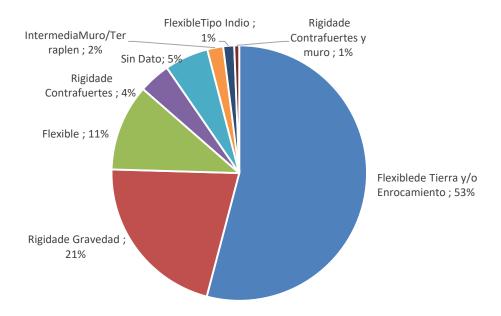


Figura 5.- Clasificación de presas por tipo de cortina

Una muestra de la versatilidad de las plantas fotovoltaicas, se observa en las presas de Kotani, Heiso y Gongen localizadas en la prefectura de Hyogo, Japón. La instalación de paneles fotovoltaicos sobre sus cortinas tipo enrocamiento se puede realizar con las adecuaciones necesarias a la estructura de soporte.



Figura 6.- Presa Kotani con instalación de paneles solares en la cortina

A continuación se describe la tecnología propuesta y los factores que influyen en su capacidad de generación.

SELECCIÓN DE TECNOLOGÍA SOLAR FOTOVOLTAICA Y SU EFICIENCIA

La energía solar fotovoltaica es el proceso de transformación de la luz solar directamente en electricidad mediante células solares. Cada célula estáconstruidade un material semiconductor con dos tipos de carga (positiva y negativa), especialmente tratado, que componen un campo eléctrico. Cuando la capa negativa se expone orientada al sol, los fotones entran en contacto con esta y liberan una gran cantidad de electrones, estos electrones se dirigirán a cubrir los espacios presentes en la capa positiva, generándose así una corriente eléctrica entre cargas opuestas.

Lacantidad de radiación global solar disponible para este proceso, varía en función de la latitud, la hora del día y antes de llegar a la superficie terrestre se ve afectada por factores meteorológicos, topográficos y otras características del terreno.

Tecnología fotovoltaica

Como ya se mencionó, las células son la unidad básica de los sistemas fotovoltaicos donde se produce la transformación de la luz solar en energía eléctrica. Sin embargo, debido a la baja tensión de una célula solar individual, para fines de generación, deben ser combinadas y conectadas entre sí en una matriz formando los módulos fotovoltaicos.

Un sistema solar fotovoltaico consta de un generador (panel o módulo fotovoltaico), un regulador de carga, una batería y un inversor;su potencial de generación estará condicionado por la eficiencia del módulo fotovoltaico.

Los principales tipos de módulos fotovoltaicos y sus eficiencias se muestran en la siguiente tabla:

Tabla 2.-Eficiencias para distintos materiales de células fotovoltaicas(Martin &Domínguez, 2015)

Tipos de mód	Eficiencia	
Cristal de silicio	Si-monocristalino	17%
	Si-multicristalino	15%
Lámina delgada	CIS (Cobre/Indio/Seleniuro	11%
Cd Te (Teluro/Cadmio)		10.5%
	Silicio amorfo	6%

Para fines de este estudio se consideró unaeficiencia de 17% correspondiente a un módulo de silicio monocristalino, debido a que este posee una vida útil más duradera y funciona mejor en condiciones de baja y alta intensidad solar. Una de lasplantas flotantesde más reciente construcción, (actualmente la segunda planta flotante más grande a nivel mundial) instalada en la presa Yamakura en Japón, utiliza módulos de silicio monocristalino.

La eficiencia del sistema fotovoltaico dependerá de las pérdidas por temperatura de los módulos, las pérdidas por acumulación de polvo y suciedad, las pérdidas en el inversor, y las pérdidas por interconexiones, sombras y cableado. Para sistemas solares fotovoltaicosen tierra, una simplificación aceptable es considerar una eficiencia de 80%, sin embargo, en sistemas solares fotovoltaicos flotantes las perdidas por temperaturas de los módulos disminuyen debido al aislamiento térmico constante de las células solares por los cuerpos de agua que las soportan, lo que lleva a considerar una eficiencia del 85%.

La posición de los módulos fotovoltaicos está determinada por dos ángulos que influirán en la cantidad de radiación solar promedio que recibirá el sistema instalado durante todo el año:

- Inclinación: ángulo formado por el plano del módulo y el plano horizontal. El ángulo de inclinación para optimizar la producción energética anual será igual a la latitud del lugar donde se encuentre el sistema, en este caso la cortina o el embalse de la presa.
- Orientación: ángulo formado por la proyección sobre el plano horizontal de la normal al plano del módulo y la dirección óptima. En este caso como el territorio mexicano se encuentra en el hemisferio norte se requieren cortinas orientadas al Sur.

METODOLOGÍA PARA LA ESTIMACIÓN DEL POTENCIAL DE GENERACION FOTOLVOLTAICA.

La estimación del potencial fotovoltaico en presas requiere en primer lugar, la identificación del recurso renovable disponible para su aprovechamiento a nivel nacional, los factores que influyen en él, así como su variación espacial y temporal. La información considerada para las estimaciones es la que proporciona el Laboratorio Nacional de Energía Renovable (NREL), puesto que no tiene variaciones significativas respecto a los datos presentados por la NASA y la UNAM. Estos datos están disponibles en formato vectorial para su manejo en un sistema de información geográfica. Para fines de este trabajo, se utilizó el vector de irradiación global media diaria anual con una resolución espacial de 1.5 km.

El siguiente punto es aplicar el criterio de selección propuesto a las presas existentes que podrán ser receptoras de los sistemas solares fotovoltaicos, considerando características del embalse y la cortina, así como identificar las características, bases del funcionamiento y eficiencia, de los componentes de un sistema solar fotovoltaico, como celdas, reguladores de carga e inversores, y la variedad de estructuras de soporte disponibles.

En cuanto a la estimación del potencial fotovoltaico mediante sistemas flotantes, se realizaron consultas a expertos en la instalación, operación y mantenimiento de este tipo de tecnología, quienes proporcionaron una visión realista de los principales desafíos de la generación eléctrica a partir de estos sistemas fotovoltaicos. Para la estimación del potencial se eligió un panel monocristalino de silicio, que una vezinstalado el módulo en tierra, tiene una eficiencia superior al 80 %, sin embargo, se espera que la eficiencia de los paneles colocados en el embalse aumente, debido al efecto refrigerante del agua.

Finalmente se hizo la estimación del potencial, conjuntando el área disponible en los embalses y cortinas, la irradiación en la zona y la capacidad de generación de un sistema solar fotovoltaico promedio.

El potencial de generación fotovoltaica se calcula a partir de la irradiación global incidente sobre el plano del panel fotovoltaico, ajustada por una eficiencia de conversión de energía y por factores promedio de pérdida en proyectos fotovoltaicos.

RESULTADOS Y ANÁLISIS

El principal objetivo de este estudio es estimar el potencial de generación en función de la irradiación solar global anual, la eficiencia del módulo fotovoltaico propuesto y el área disponible en las presas. A continuación se presentan los resultados para cada etapa de la metodología.

Área disponible: la superficie total disponible estimada en 1,503 cortinas a nivel nacional es de2,212.28 ha y 29,395.43ha en 180 embalses. Para estos últimos, se consideró únicamente un tercio del área de superficie libre correspondiente al nivel mínimo reportado.

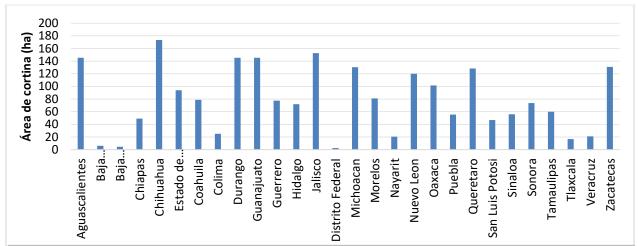


Figura 7.- Área de cortina disponible por estado

Irradiación global promedio diaria: con base en información descargada del Laboratorio Nacional de Energías Renovables (NREL), se corroboró que en México la irradiación global incidente promedio diaria varía de 4.5 a 6.2 kWh/m².

A continuación se muestra el mapa de la República Mexicana que muestra la distribución espacial de la irradiación global incidente, Figura 8.

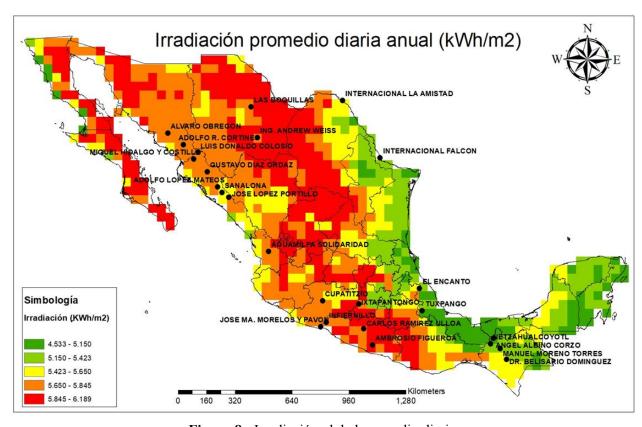


Figura 8.- Irradiación global promedio diaria

Capacidad instalada: depende de la irradiación anual recibida, el área disponible de la presa para instalación de módulos y la eficiencia de la tecnología seleccionada. En la siguiente figura se desglosa la estimación de lacapacidad instalada en 1503 cortinas para cada entidad federativa, siendo el total nacional 22,525.16 MW. La capacidad instalada estimada para 180 embalses a nivel nacional es igual a 49,972.22 MW, lo que suma un total nacional de **72,497.38 MW**.

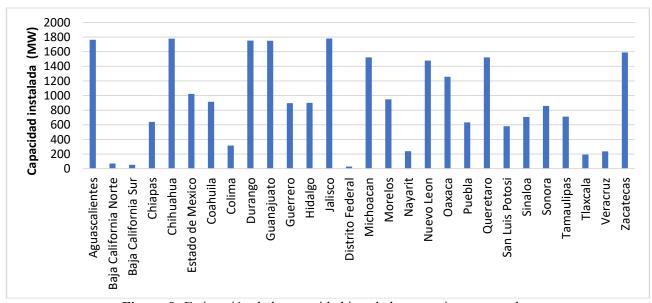


Figura 9.-Estimación de la capacidad instalada en cortina por estado.

Energía generada: influenciada por diversos factores como la variabilidad estacional debida a los cambios en la posición relativa del sol, la nubosidad, el mantenimiento y limpieza de los paneles y la eficiencia de la tecnología. El potencial estimado de generación de electricidad anual nacional por sistemas instalados en cortina es de 8,221.68 GWh, a continuación se muestran los valores por estado. Figura 10:

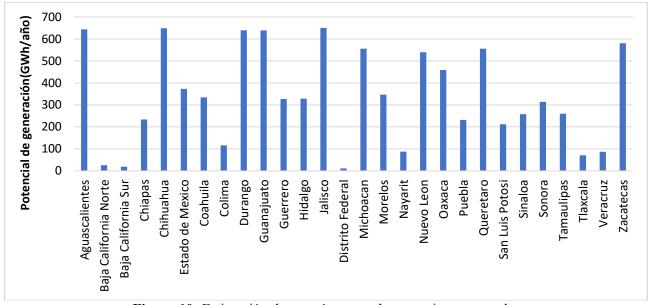


Figura 10.-Estimación de energía generada en cortina por estado

El potencial de generación de electricidad anual nacional por sistemas fotovoltaicos instalados en embalse es de 65,663.5 GWh, lo que suma un total nacional de 73,885.18 GWh, equivalente a poco más de 200 veces la generación en 2017 a partir de tecnología solar, 344 GWh (SENER, 2018).

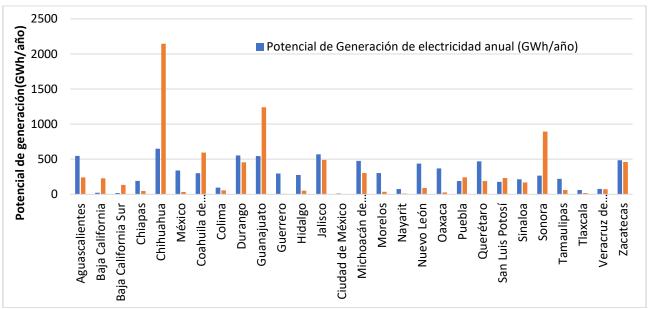


Figura 11.- Energía generada en cortina y energía demandada para bombeo.

CONCLUSIONES

Las cortinas de las presas de México tienen un alto potencial fotovoltaico que no ha sido aprovechado y podría satisfacer el consumo energético actual por bombeo del sector agrícola, además el potencial de los embalses podría contribuir a la demanda de energía para el tratamiento de aguas residuales.

Al comparar las necesidades energéticas identificadas como posible destino de la energía resultante de los sistemas solares fotovoltaicos propuestos, podemos decir que el potencial de generación nacional fotovoltaico en cortinas (8,221.68 GWh/año) cubre el 95% de la demanda para bombeo en el sector agrícola, igual a 8,580.1 GWh/año.Por otro lado, el potencial de generación de electricidad anual nacional por sistemas instalados en embalse, 65,663.5 GWh, equivalente al 40% de la generación en centrales de ciclo combinado, la tecnología a cargo de la generación del 50% de la electricidad en México.

El potencial de generación total nacional es de 73,885.18 GWh, una cantidad considerable, ya que la generación de energía a partir de fuentes renovables en 2017 fue de69,397GWh. Sin embargo, cómo puede observarse en la Figura 11, la distribución por entidad federativa de la demanda no es siembre equiparable al potencial de generación estimado, por lo que cabe mencionar la posibilidad de contratar el servicio de porteo. A nivel nacional este servicio ya es usado por la iniciativa privada en sistemas de generación eólica y consiste en entregar la energía generada en un punto y poder consumir la misma cantidad en otro, mediante un pago por el uso de la red.

De acuerdo a la experiencia en proyectos similares realizado en países como Japón, China, Inglaterra y España, las cortinas y los embalses de las presas no necesitan ser modificados ni sufren daños como consecuencia de la instalación de sistemas solares fotovoltaicos, por lo que resulta viable hacer uso de estas instalaciones para este fin.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- **Comisión Nacional del Agua** (2016). Inventario de Seguridad de Presas revisado en el sitio web: http://201.116.60.136/inventario/hinicio.aspx
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2018). Banco de Información económica. México.

- Martín A.A.M. & Domínguez B. J. (2015). "Desarrollo de un modelo geográfico para la evaluación del potencial fotovoltaico en entornos urbanos". Congreso AGE: Análisis espacial y representación geográfica: innovación y aplicación. Universidad de Zaragoza pp.709-718. España.
- National Renewable Energy Laboratory (2016). Geospatial Data Science. National solar radiation Database Data Viewer en el sitio web: https://maps.nrel.gov/nsrdb-viewer/?aL=8VWYIh%255Bv%255D%3Dt&bL=groad&cE=0&lR=0&mC=40.21244%2C-91.625976&zL=4
- Secretaria de energía (2016). Prospectiva de energías renovables 2016-2030. México.
- Secretaria de energía (2018). Programa de desarrollo del sistema eléctrico nacional (PRODESEN) 2018-2032. México.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

APLICACIÓN DE GEOSINTÉTICOS PARA LA PROTECCIÓN DE CANAL

Ing. Augusto Mendiz - Ing. Federico Dal Farra CORIPA S.A, Virrey del Pino 2458, Argentina, amendiz@coripa.com.ar

RESUMEN:

El presente trabajo describe los principales aspectos técnicos para la protección antierosiva de canales mediante el uso de geosintéticos aplicados a un caso práctico en donde se utilizó geomantas de refuerzo de vegetación y geoceldas en un establecimiento agropecuario ubicado en el Departamento de Los Altos, Provincia de Catamarca, Argentina. El canal presentaba graves problemas de erosión retrograda que no habían podido controlarse y la intervención con geosintéticos obtuvo los resultados positivos buscados.

ABSTRACT:

The aim of this paper is to describe the main technical aspects for the erosion control of channels through the use of geosynthetics applied to a practical case example where turf reinforcement mats and geocells were used in an agricultural establishment located in Los Altos, Province of Catamarca, Argentina. The channel had unresolved serious regressive erosion problems and the intervention with the geosynthetic lining obtained the desired positive results.

PALABRAS CLAVES: geosintéticos; geomantas; control de erosión.

INTRODUCCIÓN

La zona donde se encuentra el canal en estudio se ha ido transformando, debido a la actividad humana, de monte natural a campos de explotación agrícola. La transformación, sumado al cambio climático, el régimen e intensidad de precipitaciones, y la deforestación generan que el agua que desciende de los montes no encuentre vegetación que oponga resistencia ni la intercepte y toma gran velocidad hasta desembocar en el río que se encuentra en el sector más bajo. El agua, en su descenso, cruza varios de estos establecimientos agropecuarios generando daños por erosión.

Los canales que se formaron naturalmente y por acción de los propietarios de los establecimientos generan una desembocadura que colecta y concentra el flujo. Estos canales se encontraban expuestos y sin cobertura vegetal, presentando riesgos de erosión superficial por escurrimiento de origen pluvial y erosión retrograda por la acción del agua del río Bañado de Ovanta que desciende de los montes. Los niveles de agua fluctuaban estacionalmente por lo que era necesario pensar una protección permanente y compatible con el desarrollo de la vegetación.

Para resolver el problema se implementó una solución con geosintéticos, viable de ejecutar en la zona, que permitió el manejo de la cuenca evitando la erosión de los suelos.

PROBLEMÁTICA

El desafío consistió en conducir un gran caudal de agua (80m3/seg) transportado por un canal que al llegar a la zona de estrechamiento, próxima a la desembocadura al río, se incrementa significativamente la pendiente resultando en altas velocidades (3,65 m/seg). Dada la presencia de suelos erosionables, esta velocidad generaba un fenómeno de erosión retrograda que llegó a avanzar más de 400m en una semana. Los suelos encontrados en la zona son en general finos, del tipo limoarenoso y limo-arcilloso.



Figura 1.- Imágen satelital del canal

En la Figura 1 se observa el escurrimiento del canal desde el punto "A" hasta el punto "E", notándose que partir del punto "D" un cambio de pendiente aumenta considerablemente la velocidad del agua hasta desembbcar en el río El Abra.

La pendiente del canal en el tramo "D-E" se encuentra entre 2,9% y 3,3% y el escurrimiento se desarrolla en régimen no permanente y con flujo supercrítico.



Figura 2.- Ejemplo de cárcavas generadas en la zona por la erosión del agua

El principal problema de erosión retrograda se generaba cuando aparecía un desnivel en el cauce. Por más mínimo que sea, comenzaba un proceso de caída de agua que lo acentuaba de inmediato incrementando la altura del salto, erosionando con mayor energía y velocidad.

Este salto se transformaba en cascada y la acción erosiva de la caída de agua terminaba por desmoronar y arrastrar las partículas de suelo haciendo que retroceda el desnivel aguas arriba en un proceso extremadamente rápido y repetitivo ante cada evento.

El fenómeno erosivo consiste de tres fases: el desprendimiento, el transporte y la sedimentación. En este proyecto se buscó actuar principalmente en la primera fase, es decir evitando el desprendimiento. Aun así, si la partícula efectivamente se desprendiera tampoco podría ser transportada ya que quedaría retenida en las tramas de los geosintéticos utilizados.

SOLUCIÓN IMPLEMENTADA

Los objetivos planteados eran buscar una alternativa acorde al entorno y a la actividad del lugar dentro de un marco técnico-económico viable que haga posible su implementación con los recursos disponibles (personas y equipos) en un establecimiento de este tipo.

A partir de una evaluación técnica de diversas soluciones potenciales se descartó, por ejemplo, un canal de hormigón ya que resultaba completamente inviable dada la logística necesaria para su construcción, además de no ser compatible con el entorno y esto último fue una premisa de diseño.

Por lo tanto, se propuso el uso de un revestimiento flexible y permeable mediante una combinación de geotextil no tejido, geoceldas y geomantas con el objetivo de mitigar la erosión, de forma eficiente y con bajo impacto ambiental.

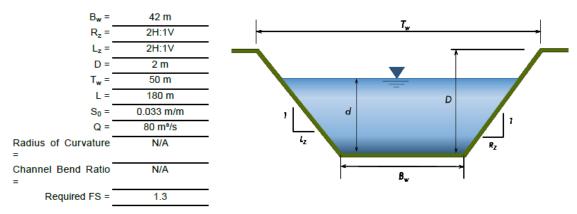


Figura 3.- Parámetros de diseño del canal y sección transversal

A partir de los parámetros de diseño disponibles y de la evaluación del riesgo (intensidad, frecuencia y permanencia) se dimensionó las características y principales propiedades hidráulicas y mecánicas necesarias de los geosintéticos: resistencia a la tracción, espesor, permeabilidad, cobertura, etc.

Se generó un canal trapecial para los flujos de agua de mayor recurrencia que resiste grandes velocidades y una zona de rebalse que forma un canal de mayores dimensiones pero con menor nivel de intervención para controlar los picos eventuales de caudales.

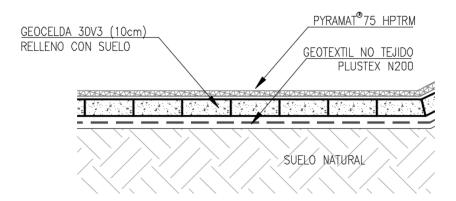


Figura 4.- Ejemplo de una sección transversal del canal con flujos de mayor recurrencia

Es práctica común en aplicaciones de control de erosión establecer un factor de seguridad mínimo de 1.3 (FHWA, 2005), de esta manera se cubre posibles variaciones en la cobertura vegetal y en las condiciones del suelo. Vale destacar que el factor de seguridad antes del revestimiento era muy inferior a 1.

Basados en el análisis del canal y los esfuerzos hidráulicos, se definió el uso de geotextil no tejido, Geoceldas 30V3 (10cm de alto) y por encima una geomanta Pyramat[®] 75.

Este paquete de geosintéticos brinda: separación, confinamiento, filtro y refuerzo de vegetación generando una revestimiento capaz de resistir hasta 8,8 m/s (para flujos no permanentes), por lo que logramos un coeficiente de seguridad 2,4 >1,3, verificando la velocidad máxima de servicio.

GEOSINTÉTICOS

Las geoceldas consisten en un sistema de celdas rugosas y perforadas fabricadas en polietileno, con una conexión altamente resistente que confina y estabiliza los suelos. Su principal forma de trabajo es mediante la restricción de la deformación y el desplazamiento lateral del suelo, lo cual permite aumentar las pendientes de las superficies confinadas o la velocidad de escurrimiento. Proporciona soluciones innovadoras a problemas de erosión en canales.

La geoceldas (Fig. 5), dependiendo el fin buscado pueden ser llenadas con hormigón, piedra o suelo orgánico para permitir el crecimiento de la vegetación. En este caso en particular se utilizó el propio suelo del lugar.

Bajo las geoceldas se dispuso un geotextil no tejido Plustex[®] N200 ajugado de poliéster actuando como filtro y separador.

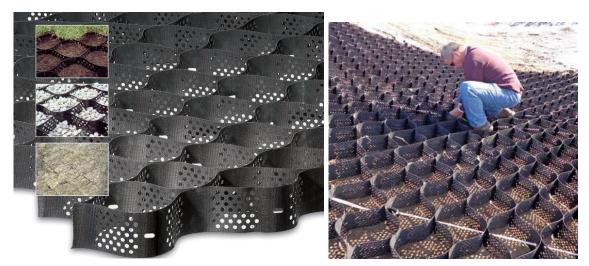


Figura 5.- Ejemplo de geoceldas rellenas con diferentes materiales

Las geomantas (Fig. 6) están constituidas por una malla tejida de filamentos continuos de polipropileno y matriz tridimensional. Su elevada resistencia a la tracción y vida útil, brinda una protección permanente del suelo y un óptimo control de erosión. La geomanta actúa reforzando la vegetación y evita el arrastre de las partículas de suelo, esto a su vez favorece la infiltración reduciendo la energía del escurrimiento. Si bien tiene una gran cobertura de más del 90% de la superficie, es permeable y permite que la vegetación crezca entre sus filamentos.



Figura 6.- Ejemplo de geomanta tejida de polipropileno

Como medida complementaria de seguridad se instalaron trincheras enterradas transversales con geotubos rellenos en seco con suelo del lugar, el objetivo era generar un elemento que corte la posible erosión retrograda en caso que se superen los criterios de diseño. Los geotubos se colocaron enterrados en forma transveral, su función es actuar como fusible y generar una demora en el avance de los daños, lo cual reduzca a posterior los trabajos de mantenimiento del canal.

Los geotubos son contenedores geosintéticos lineales en forma de manga para aplicaciones hidráulicas y ambientales, confeccionado a partir de un geotextil tejido de polipropileno, de alta

tenacidad y elevada capacidad filtrante. Para este proyecto, se utilizó la variante de llenado en seco con costura in-situ.

CONCLUSIONES

El resultado del canal en servicio fue exitoso, superando las expectativas, ya que al momento de la primera crecida se encontraba un muy bajo porcentaje de cobertura vegetal (Fig.7 izquierda). La utilización de geosintéticos posibilitó obtener un revestimiento confiable y compatible con el desarrollo de la vegetación. Además, por su fácil instalación este tipo de solución es una alternativa a considerar para establecimientos agropecuarios y lugares de difícil acceso.



Figura 7.- Fotografía de la solución en servicio antes (izq.) y después (der.) de vegetado.

A la fecha, el canal se encuentra completamente vegetado (Fig. 7 derecha) lo cual el impacto de la intervención es prácticamente imperceptible a la vista ya que se mimetiza con el entorno natural del lugar. El crecimiento de la vegetación a través de la geomanta genera un sistema compuesto de altas prestaciones como revestimiento antierosivo, reteniendo suelo y humedad.

Si bien estos geosintéticos se encuentran estabilizados a los UV con una prolongada vida útil de hasta 75 años y son capaces de actuar independientemente del crecimiento de la vegetación, cabe destacar la importancia de esta última ya que es un factor fundamental para controlar la erosión.

La vegetación intercepta el agua precipitada, evitando el desprendimiento de partículas. A su vez aumenta la rugosidad del suelo, disminuyendo la velocidad del escurrimiento y aumentando la infiltración. Colabora con la retención de sedimentos, filtrando el agua escurrida mientras que sus raíces dan estructura al suelo haciéndolo más estable y resistente. Por lo tanto, aprovechando estos sistemas de geosintéticos que lo permiten es fundamental que siempre se busque el crecimiento de la vegetación para complementar el conjunto.

REFERENCIAS

EC Design® Channel Analysis Software

Robert M. Koerner (2005). "Designing with Geosynthetics". Prentice Hall; 5th edition, April 2005 **Federal Highway Administration (FHWA)** (2005) "Design of Roadside Channels with Flexible Linings". Hydraulic Engineering Circular No. 15, Third Edition

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

BASES DEL PLAN DIRECTOR DEL CARCARAÑÁ

Gyssels Paolo¹, Díaz Lozada José Manuel¹, Barbeito Osvaldo¹, Testa Tacchino Alejo¹, Blarasin Mónica³, Bazan Raquel¹, García Marcelo¹, Álvarez Javier¹, Baraquet María Magdalena¹, Grande Sebastián¹, Jorquera Eliana¹, Menajovsky Sergio¹, Pacher Micaela¹, Patalano Antoine¹, Petroli Gastón¹, Pozzi Cecilia¹, Tarrab Leticia¹, Vaschalde Tomás¹, Gonzalo Moya¹, Montecino Andrea¹, Ambrosino Silvio², Rydzewski Ana Laura², Bonansea Matias⁴, Giuliano Albo Jesica³, Cabrera Adriana³, Matteoda Edel³, Becher Quinodoz Fátima³, Maldonado Luciana³, Lutri Verónica³ y Echevarría Karvna³.

¹ LH-CETA. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales (FCEFyN), Universidad Nacional de Córdoba (UNC).

Av Filloy s/n, Ciudad Universitaria, CP 5000, Córdoba, Argentina.

² Centro de la Región Semiarida CIRSA-INA, Córdoba Capital: Av. Ambrosio Olmos N° 1142, Argentina.

³ Geohidrología Ambiental, Departamento de Geología, Universidad Nacional de Rio Cuarto.

⁴ Facultad de Agronomía y Veterinaria, Universidad Nacional de Río Cuarto.

pgyssels@unc.edu.ar; jmdiazlozada@gmail.com; coyabarbeito@gmail.com; alejotestat@gmail.com;

mblarasin@exa.unrc.edu.ar; raquel.bazan@unc.edu.ar

RESUMEN:

La Secretaría de Recursos Hídricos (SRH) del Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos (MAAySP) y la Universidad Nacional de Córdoba (UNC) a través de la Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales (FCEFyN), suscribieron el Convenio Específico de Colaboración en el marco del Plan Integral de Recursos Hídricos, con el objeto de establecer un vínculo de cooperación para fortalecer la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) en la Provincia de Córdoba que dio como resultado la elaboración de las "Bases de un Plan Director (PD) de Gestión de los Recursos Hídricos de la Cuenca Interjurisdiccional del Río Carcarañá", desde un enfoque de Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH) a nivel de cuenca (GWP, 2000, 2007 y 2009). En este trabajo se presentan las actividades realizadas para la elaboración de las Bases del PD por el grupo de trabajo liderado por el LH-CETA (Laboratorio de Hidráulica – Centro de Estudios y Tecnología del Agua de la FCEFyN) y formado por profesionales de diferentes universidades (UNC, UNRC) e instituciones de investigación (Centro de la Región SemiArida, CIRSA).

ABSTRACT:

The Secretariat of Water Resources (SRH) of the Ministry of Water, Environment and Public Utilities (MAAySP) and the National University of Cordoba (UNC) through the Faculty of Physical and Natural Sciences (FCEFyN), signed the Specific Collaboration Agreement within the framework of the Integrated Water Resources Plan, with the aim of establishing a cooperation link to strengthen Integrated Water Resources Management (IWRM) in the Province of Córdoba that resulted in the elaboration of the "Basis for a Master Plan (PD) for Water Resources Management in the Carcarañá River Interjurisdictional Basin", from an Integrated Water Resources Management (IWRM) approach at the basin level (GWP, 2000, 2007 and 2009). This paper presents the activities carried out for the elaboration of the Basis of the PD by the working group led by the LH-CETA (Hydraulics Laboratory - Centre for Water Studies and Technology of the FCEFyN) and made up of professionals from different universities (UNC, UNRC) and research institutions (Centre of the Semi-Arid Region, CIRSA).

PALABRAS CLAVES: Bases del Plan Director, cuenca, recursos hídricos.

INTRODUCCIÓN

La cuenca del río Carcarañá (Figura 1) se encuentra ubicada en la región central de la República Argentina con un área de aporte actual de aproximadamente 74.000 km². El río Carcarañá nace en la provincia de Córdoba, por la confluencia de los ríos Tercero o Ctalamochita (del cual es directa continuación) y del río Saladillo (nombre del curso inferior del río Cuarto o Chocancharava). El río Saladillo a su vez recibe las aguas provenientes del canal Devoto que ingresa al río Saladillo aproximadamente 30 km aguas abajo de la localidad de La Carlota (Córdoba). Recibe además los aportes del arroyo Tortugas y de un sistema de depresiones endorreicas y alineadas que conforman el sistema de bajos de laguna Las Mojarras. Luego, el río Carcarañá, ingresa en la provincia de Santa Fe, a la que atraviesa de oeste a este, desembocando junto a la localidad de Gaboto en el río Coronda, que a su vez lo hace en el río Paraná. El Arroyo Tortugas constituye el límite entre las provincias de Córdoba y Santa Fe.

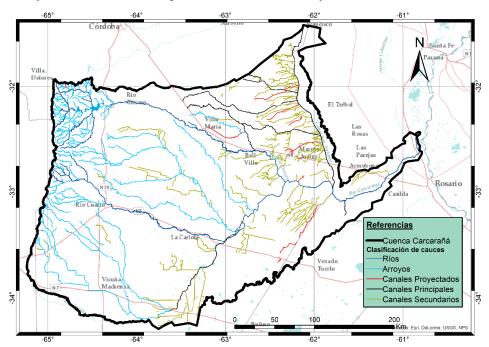


Figura 1.- Cuenca del río Carcarañá y red hidrográfica (elaboración propia).

En este trabajo se presentan las actividades realizadas para elaborar las Bases del Plan Director de la cuenca del Carcarañá. El trabajo ha sido liderado por el LH-CETA. Para la definición de las actividades se han considerado numerosos antecedentes de otros Planes Directores (PD) y Bases, nacionales e internacionales, así como los Términos de Referencia y las necesidades y problemáticas específicas de la cuenca.

En general, los gobiernos nacionales establecen las políticas para el uso y protección de los recursos hídricos en un país. Si bien la implementación de dichas políticas es eficaz en muchas escalas, allí donde se implementan políticas a escala de cuenca, existe la oportunidad de generar soluciones para "toda la cuenca" y resolver controversias aguas arriba, aguas abajo (para un río) y de región a región (para un lago o el agua subterránea). El enfoque de "toda la cuenca" permite la evaluación de un impacto a nivel de sistema. La relación que existe entre la gestión de los recursos hídricos dentro de un país y la gestión del agua en cuencas se vuelve, de esta manera, dinámica y más sensible a las circunstancias cambiantes, sean estas ambientales, sociales o económicas (GWP, 2009).

Por último, es importante destacar que este trabajo ha sido realizado manteniendo el enfoque GIRH (Gestión Integrada de los Recursos Hídricos). La Gestión Integrada del Recurso Hídrico (GIRH) es un proceso que promueve el desarrollo y la gestión coordinada del agua, la tierra y otros recursos relacionados con el fin de maximizar el bienestar económico y social resultante de una manera equitativa sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas vitales (GWP; 2000).

OBJETIVOS

El objetivo principal que promueve un Plan Director de Cuenca es lograr la Gestión Integrada del Recurso Hídrico de la Cuenca, promocionando un uso integrado y sustentable de los recursos de la cuenca como un sistema único e indisoluble, contemplando factores hídricos, ambientales y socio-productivos. En general un Plan Director de Gestión de los Recursos Hídricos de una cuenca, desde un enfoque de GIRH, tiene que contemplar medidas estructurales y no estructurales, para distintas etapas y ejes temáticos, como, por ejemplo:

- 1) Identificar y evaluar aptitudes y restricciones actuales o futuras de los recursos hídricos superficiales y subterráneos de la cuenca, sus usos actuales y previstos, la afectación por inundaciones, anegamientos y sequías, incluyendo escenarios de variabilidad y cambio climático.
- 2) Identificar las necesidades de ajuste del marco normativo que reglamenta el uso y aprovechamiento de los recursos hídricos y cuenca de aporte.

Con estas premisas, en este trabajo de redacción de las Bases del Plan Director de la Cuenca del Carcarañá, se plantean los siguientes objetivos particulares:

- Objetivo 1: disponer de un Inventario completo con la caracterización de cada aspecto (Hídrico, Ambiental, Obras Hidráulicas, Energía, Uso de suelo, Hidro-Geomorfología, Hidrológico, Meteorológico, Climático, etc.)
- Objetivo 2: realizar un diagnóstico ajustado de los problemas hídricos de la cuenca del Carcarañá.
- Objetivo 3: plantear unas recomendaciones para la atenuación de efectos negativos sobre la cuenca: inundaciones, anegamientos, disponibilidad y calidad del recurso, planificación y gestión, etc.
- Objetivo 4: implementar la modelación hidrológica distribuida de la sub-cuenca del Canal San Antonio (Arroyo Tortuga) y de la cuenca del Carcarañá por eventos característicos a definir con las autoridades.

METODOLOGÍA

Para conseguir los objetivos especificados, se propuso un desarrollo del trabajo en tres etapas:

- 1. Etapa I: Inventario, caracterización y base de datos situación actual, desarrollo GIS.
- 2. Etapa II: Estudios específicos: modelación hidrológica distribuida, evaluación de amenazas, variabilidad y cambio climático
- 3. Etapa III: Diagnóstico e identificación de necesidades (recomendaciones) de uso y control de recursos hídricos y ambientales.

Etapa I: Inventario y Caracterización

Se a recopiló y organizó la información y los datos disponibles en toda la zona delimitada por la cuenca del Carcarañá. Además, se realizó un análisis de la información disponible, de la calidad de los datos, se detectó la carencia de información en función de las necesidades de la cuenca. Se realizaron visitas de campo y reuniones con las autoridades o actores que pudieran brindar la información requerida.

Las actividades realizadas han sido:

- Recopilación, ordenamiento y análisis de documentación e información.
- Recorridas de campo, visitas a instituciones, actores etc. que puedan facilitar la información.
- Generación de una base de datos.
- Preparación de un sistema GIS con toda la información recopilada y analizada.
- Definición de la cuenca y de las subcuencas.

Para la realización del trabajo de esta etapa se identificaron 8 actividades correspondientes a un igual número de grupo de especialistas en el tema:

- 1. Hidrología superficial
- 2. Hidrología subterránea
- 3. Hidrogeomorfología
- 4. Calidad de agua
- 5. Obras Hidráulicas

- 6. Energía
- 7. Ordenamiento territorial
- 8. Ambiente

Etapa II: Estudios específicos

Esta etapa comenzó en paralelo con la Etapa I debido a que fue necesario desarrollar una serie de estudio para contribuir a realizar la Etapa III de diagnóstico.

Se realizaron los siguientes estudios específicos:

- a) Modelación distribuida bidimensional del funcionamiento hidrológico hidráulico de la sub-cuenca del río Tortugas y de la cuenca del río Carcarañá. Esto ha permitido determinar el comportamiento hidrológico hidráulico actual del sistema hídrico para distintos eventos, con la finalidad de considerar planificaciones del territorio y del RRHH a futuro.
- b) Caracterización regional de amenazas por inundaciones
- c) Evaluación de Variabilidad y Cambio Climático en la cuenca

Las actividades previstas han sido:

- Planteamiento y definición de la modelación distribuida y global de la sub-cuenca del rio San Antonio y de la cuenca del Carcarañá
- Estudio de amenazas hidrogeomorfológicas por inundaciones
- Análisis de datos climatológicos, estudio de variabilidad climática y aplicación de modelos climáticos globales a la cuenca.

Etapa III: Diagnóstico y Recomendaciones

Se realizó un diagnóstico de la situación actual de la cuenca, se identificaron los problemas hídricos-ambientales, socio-económicos y jurídicos-normativos y se determinaron la importancia y los impactos de cada uno de ellos.

Las actividades realizadas han sido:

- Diagnóstico de la situación actual.
- Identificación de necesidades de uso y control de recursos.
- Talleres de Diagnóstico, entre expertos y actores sociales.

RESULTADOS

Se muestran los principales resultados obtenidos en cada etapa de trabajo.

Resultados Etapa 1: Inventario

Entre los principales resultados de esta fase se destaca la caracterización de la cuenca que incluye la descripción general, la delimitación de las fronteras, los límites de las subcuencas (Figura 2) y el modelado digital del terreno. A nivel de inventario se recopiló y organizó toda la información relativa a la red hidrográfica existente (cuerpos de agua, ríos, arroyos, canales) y proyectada, tanto en su trazado como los datos disponibles de secciones, caudales, niveles. Se organizaron los datos de las estaciones hidrometeorológicas existentes en el interior del territorio de la cuenca; se detectaron y caracterizaron todas las obras hidráulicas existentes: obras de riego, embalses y microembalses, obras de abastecimientos, obras de saneamiento, obras de defensa del territorio; las fuentes de energía y las características de las plantas energéticas; los ambientes hidrogeológicos de la región (Figura 3); la caracterización geológica e hidrogeomorfológica; la calidad del agua superficial y subterránea; el uso y tipo de suelo, las zonas protegidas y otras zonas de interés ambiental, las líneas de ribera, entre otros.

La información alfanumérica y georreferenciada y los datos recopilados y generados se han organizados y sistematizados en una Base de Datos asociada a un Sistema de Información Geográfica (utilizando el software libre QGIS) que permite acceder adecuadamente a la información textual, numérica, gráfica o fotográfica. Como ejemplo, en este trabajo se presentan solamente algunos resultados. Se han entregados archivos geográficos digitales (formatos .shp y .kml) con los contenidos analizados y desarrollados en cada aspecto de las Bases del Plan Director, que contienen toda la información secundaria y primaria generada. Para su elaboración se utilizó la norma internacional ISO 19115, utilizada por el IDERA (Infraestructura de Datos Espaciales de la República Argentina).

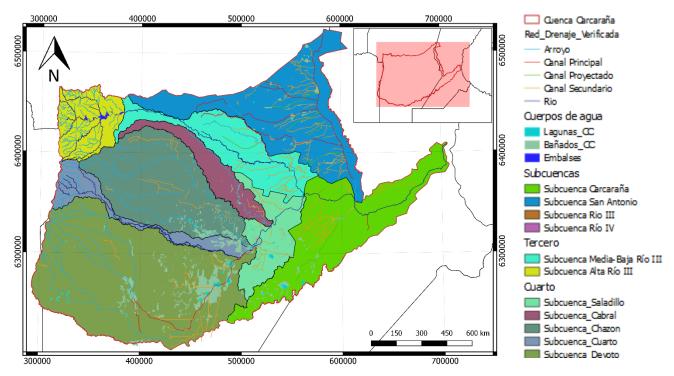


Figura 2.- Subcuencas del río Carcarañá.

Los límites de la cuenca y de las subcuencas han sido definidos sobre la base de los antecedentes disponibles, a través de un control por imágenes de satélite, visitas de campo y entrevista con autoridades locales.

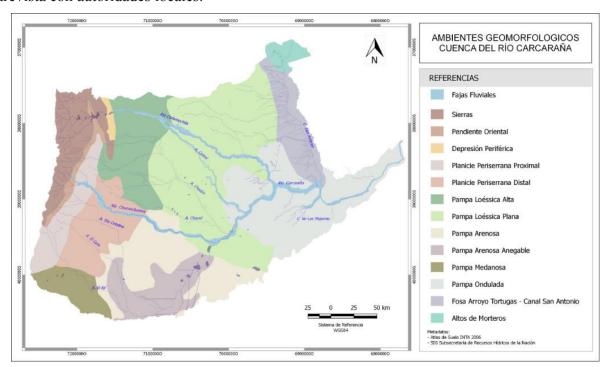


Figura 3.- Ambientes geomorfológicos de la cuenca (Elaboración propia).

Resultados Etapa II: Estudios

Estudio de amenazas de inundaciones

Las inundaciones y procesos fluviales asociados (erosión, migración, explayamiento y deposición) son parte de la dinámica natural de los sistemas hídricos. Se constituyen en un riesgo cuando su desarrollo afecta a poblaciones y sus entornos de vida. Esta amenaza, se origina cuando el caudal que debe ser drenado, excede la capacidad de conducción del lecho ordinario, activándose el lecho histórico de la faja fluvial. Dentro de la faja fluvial, se pueden presentar geoformas fluviales que corresponden a estadios evolutivos antecedentes tales como paleocanales, paleoabanicos, meandros abandonados que pueden actuar como brazos de crecidas captando los desbordes fluviales. Además, la severidad de los daños en una crecida fluvial también se encuentra condicionada por el tiempo de llegada de la onda de crecida.

La evaluación de amenazas naturales consiste en determinar la probabilidad de ocurrencia de un evento potencialmente destructivo en un área determinada; permitiendo predecirlo y prevenirlo. En este trabajo se realizó una evaluación de base geológica, geomorfológica e histórica que permite determinar si un evento es posible y probable. La posibilidad refiere a que las amenazas de esta naturaleza se van a desarrollar sólo en determinados ambientes y geoformas, dado que por sus características posibilitan o restringen la actuación de los procesos generadores de amenaza. La probabilidad indica el grado de certidumbre de que un proceso ocurra en un lugar determinado. Los registros históricos, análisis temporales de fotografías aéreas e imágenes satelitales, sumado a las características de los materiales y la tendencia evolutiva de los procesos, permiten determinar eventos que han actuado en el pasado, en el presente y por lo tanto lo podrán hacer en el futuro.

La evaluación de amenaza se realiza en diferentes niveles de detalle según los resultados esperados:

- (i) La primera etapa de diagnóstico regional implica generar mapas de susceptibilidad, indicativos del tipo de amenaza que puede afectar una localización. Es la primera aproximación a la problemática, que permite contextualizar desde un punto de vista geográfico, la incidencia de cada una de ellas. Constituye el paso previo necesario para realizar estudios de detalle que evalúen la severidad de los procesos.
- (ii) La segunda etapa tiene por objetivo establecer una zonificación de amenaza que indique las áreas que pueden ser afectadas según procesos y severidad. Este tipo de cartografía de detalle, se realiza con fines de planificación territorial, ya que provee el nivel de información necesaria para la implementación de políticas públicas, medidas estructurales y no estructurales de gestión de las amenazas y riesgos definidos por la vulnerabilidad por exposición.

En este trabajo, como Bases de un Plan Director, se realizó la primera etapa de diagnóstico. Los resultados obtenidos en la cartografía de síntesis indican que, de las 164 localidades integrantes de la cuenca, la amenaza que presenta mayor distribución es el anegamiento, le siguen en orden de importancia inundación por escorrentías laterales, inundación aluvial y crecientes repentinas.

En cada localidad se determinó el tipo de amenaza/as existentes, la geoforma que interviene en el proceso y el sector urbano afectado (Figura 4). A partir de la recopilación de registros periodísticos y del análisis temporal de imágenes satelitales se determinaron eventos históricos relevantes y la existencia de obstáculos en el escurrimiento por obras viales.

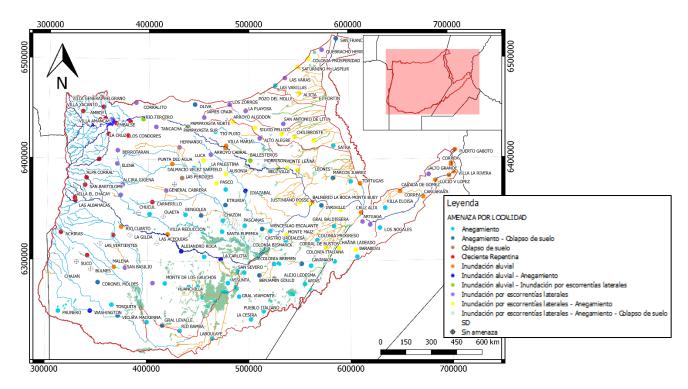


Figura 4.- Mapa de susceptibilidad de amenaza por localidad (elaboración propia).

En consonancia con el nivel de detalle requerido para un estudio regional, se delimitaron los anegamientos (Figura 5) en el área rural mediante la aplicación de índices espectrales. Éstos, consisten en la combinación de dos o más bandas para realzar espectralmente determinadas cubiertas (Chuvieco E, 1996). En este caso, que posibilite discriminar entre: áreas cubiertas por agua y el resto de cubiertas que pueden estar presentes.

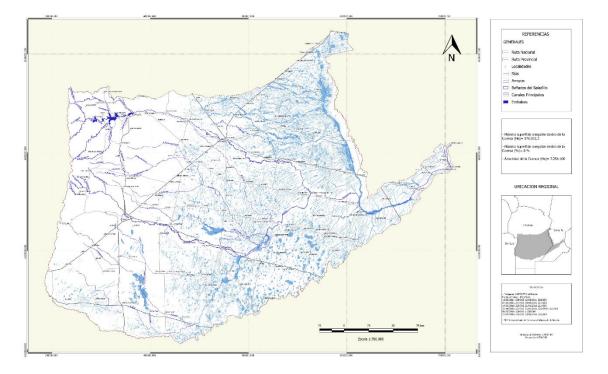


Figura 5.- Máximo anegamiento probable en la cuenca del Carcarañá (Elaboración propia).

Estudio de variabilidad y cambio climático

En lo que se refiere a variabilidad y cambio climático, en base a los resultados obtenidos del análisis estadístico de las series históricas disponibles en la cuenca, se puede concluir que no existen

tendencias que muestren efectos de cambio y/o variabilidad climática en las variables Precipitación Máxima Diaria Anual y Precipitación Total Anual.

Estos resultados se asemejan a los obtenidos por Caamaño (2003): de sus ensayos presentados se deduce que, en la región central de Argentina, la modificación de los totales anuales de lluvia no se traduce en tendencias definidas de los máximos anuales precipitados en diferentes lapsos. Además, Caamaño también afirma que la intensidad de las precipitaciones no se ha alterado, sino que, en promedio, hay más tormentas por año. Esto último podría verificarse realizando un análisis de estadística inferencial sobre las variables Días Lluviosos al Año, Días Lluviosos al Mes y Días Consecutivos con Lluvia. Que no altere la intensidad de las precipitaciones, lleva a que no se modifiquen las Precipitaciones Máximas Diarias Anuales, lo que implica que las relaciones intensidad-duración-recurrencia siguen siendo válidas para diseño hidrológico y predicción de inundaciones.

Cabe aclarar que lo realizado en este trabajo es sólo un análisis estadístico de series y que para obtener conclusiones más acertadas sería importante contar con una mayor cantidad de estaciones distribuidas espacialmente en toda la zona de estudio, dado que la cuenca del río Carcarañá presenta cierta heterogeneidad en cuanto a los fenómenos que dan origen a las precipitaciones y a las características con las que las mismas impactan en distintos sectores de la cuenca (Vicario, 2014). Por otro lado, es importante que las estaciones cuenten con información histórica, es decir, con una extensa longitud de serie.

Siguiendo dentro de lo que se refiere a cambio y variabilidad climática, se pudo proyectar a futuro el comportamiento de las precipitaciones y temperaturas a través del uso de Modelos Climáticos Globales (GCMs). Se evaluaron diferentes escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero. Con respecto a las precipitaciones puede concluirse que, en el caso extremo en que las emisiones de gases de efecto invernadero continúen creciendo con las tendencias actuales hasta fin de siglo (RCP 8.5), como puede verse en la Figura 6, en el futuro cercano (2016-2040) y lejano (2076-2100) se tendrán zonas con leves déficits hídricos, con respecto al período histórico (1961-2010), principalmente en el pie de las sierras (centro-oeste) y en el extremo este de la cuenca. Además, al suroeste de la zona de estudio los GCMs simulan, en promedio, Precipitaciones Totales Anuales superiores a las históricas entre un 10% y 20%. Los mayores incrementos se esperan en el centro y centro-norte de la cuenca con valores medios de hasta un 35%.

Por otro lado, para el caso de emisiones moderadas (RCP 4.5), se obtienen resultados similares a los anteriores en cuanto a zonas de déficit hídricos y de mayores incrementos, las diferencias radican en los valores obtenidos.

Estas observaciones deberán ser tenidas en consideración por los tomadores de decisiones en políticas públicas estratégicas concernientes a la mitigación y adaptación en cuanto a los impactos de estas precipitaciones.

En lo que se refiere a las temperaturas (Figura 7), las relaciones entre las Temperaturas Medias Diarias Anuales para las proyecciones a futuro cercano (2016-2040) para ambos RCP presentan una variación con leves incrementos de hasta 8% con respecto al período histórico (1961-2010). Esta tendencia de incremento se expresa en dirección oeste a este en la cuenca. Por otro lado, para las proyecciones al futuro lejano (2076-2100), se observan incrementos de hasta un 10% para el futuro cercano y de hasta un 20% para el futuro lejano. En ambos casos, el gradiente de crecimiento es en sentido suroeste hacia el este. Además, los mayores incrementos se esperan en las zonas más elevadas y en el centro-norte y en el este del Carcarañá.

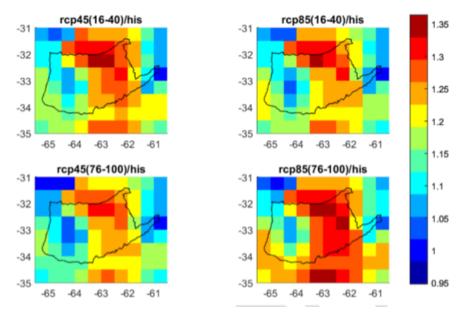


Figura 6.- Relación entre la precipitación total anual media de cada GCM en los distintos períodos y RCP, en relación con el histórico.

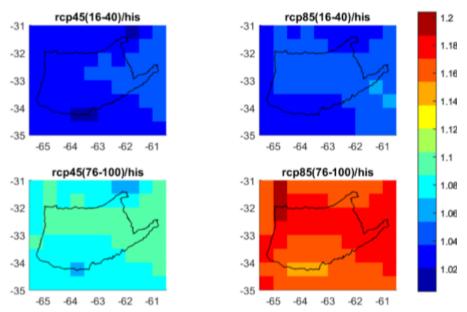


Figura 7.- Relación entre la temperatura media diaria anual media de cada GCM en los distintos períodos y RCP, en relación con el histórico.

Modelación hidrológica distribuida

Un modelo hidrológico busca representar los diferentes procesos involucrados en la transformación lluvia-caudal en una determinada cuenca. De acuerdo a la discretización espacial de la cuenca, se tienen modelos agregados, que consideran la cuenca como una superficie homogénea y modelos distribuidos que permiten considerar la heterogeneidad de parámetros y variables de estado. En este trabajo se implementa el modelo distribuido TREX (England et al., 2007, Velleux et al., 2017) debido a la fuerte base física en la conceptualización de los procesos. TREX, "Two-dimensional Runoff, Erosion, and Export model", es un modelo bidimensional de escurrimiento, erosión y transporte de sedimentos y contaminantes. Los procesos hidrológicos simulados son: precipitación e intercepción, infiltración y pérdidas por transmisión en el cauce, almacenamiento, flujo superficial y en canales y derretimiento de nieve.

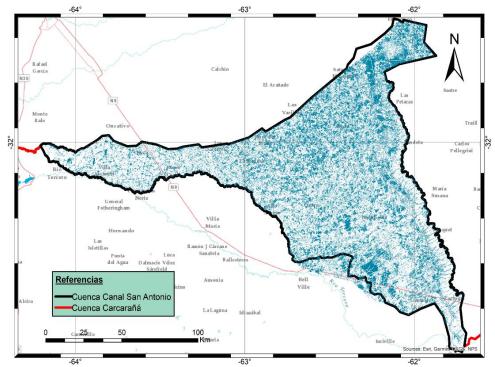


Figura 8.- Simulación del 17 de enero 2017: zonas inundadas en el pico del hidrograma.

Para simular el proceso hidrológico, TREX plantea una solución numérica explícita de las ecuaciones de balance de masa mediante la segmentación de la cuenca en elementos cuadrados iguales, a los cuales se le asignan los parámetros relativos a las características de infiltración del suelo y coeficientes de rugosidad. Este modelo es de código libre, requiere como datos de entrada mapas de modelo digital de elevación, tipos de suelos, cobertura vegetal, máscara de la cuenca y red de canales. Además, requiere datos de la geometría y rugosidad de los canales, datos de lluvia y condiciones iniciales tanto en las celdas que corresponden a los cauces como a las laderas. En la Figura 8 se muestran los resultados de inundaciones (con más de 30 cm de agua) por el paso de una crecida real en enero de 2017.

Resultados Etapa III: Diagnóstico

En la etapa de diagnóstico se trabajó para describir el estado actual del sistema de la cuenca con los siguientes aspectos: (i) funcionamiento del sistema hídrico; (ii) escurrimiento natural según geoformas principales; (iii) disponibilidad de agua y flujo subterráneo; (iv) calidad del recurso hídrico.

En cuanto al funcionamiento del sistema hídrico y el escurrimiento natural según geoformas se puede resumir lo siguiente: en la cuenca del río Carcarañá el escurrimiento superficial concentrado y laminar se organiza según las características del relieve, pendientes, permeabilidad del terreno, estructuras y por las geoformas presentes en cada ambiente geomorfológico. Algunas de ellas funcionan como ejes de avenamiento y otras como formas de acumulación del escurrimiento. La estructura geológica (fallas y fracturas), ejerce una influencia en el comportamiento del escurrimiento superficial y subterráneo en el ámbito de la llanura, condicionando tanto la dirección de los cauces fluviales como la de los bajos estructurales. Sumado a ello, a nivel subterráneo las fallas actúan tanto como barreras del flujo, líneas de infiltración o de surgencia. El régimen de aporte es mixto: el balance hídrico de precipitación-evapotranspiración y procesos de recarga y descarga subterránea determinan la presencia de un sistema de humedales, lagunas y cañadas temporarias, que se activan por aportes pluviales y ascenso de la línea freática. En situaciones de excesos hídricos se interconectan adoptando jerarquización.

A nivel regional el sentido escurrimiento tanto superficial como subterráneo es de oeste a este y se desarrolla en las siguientes geoformas: fajas fluviales: de los ríos Tercero, Cuarto y

Carcarañá; arroyos ubicados al Norte y sur de Río Cuarto; áreas de derrame —paleoabanicos de los ríos Tercero y Cuarto con paleocauces que en la actualidad constituyen arroyos y otros que se encuentran colmatados, estos últimos se activan por ascenso del nivel freático y suelen presentar lagunas; bajos estructurales subparalelos y con diseño entrecruzado. Dentro de ellos incluyen depresiones lagunares circulares de la misma orientación; cubetas de deflación y depresiones interdunas: son de génesis eólica y constituyen lagunas semipermanentes; Bañado del Saladillo que constituyen el área de derrame del rio Cuarto.

En cuanto al recurso subterráneo, se realizaron estimaciones de reservas de agua, habiéndose elegido casos de sectores ubicados en la cuenca del Carcarañá. El espesor de la zona no saturada (ZNS), que queda determinado por la profundidad del nivel freático, muestra un importante condicionamiento generado por la configuración geológica de la provincia. De este modo, las mayores profundidades se distribuyen en la periferia de la sierra con valores entre 60 y 150 m y disminuyen gradualmente hacia las zonas de descarga (lagunas, ríos, etc.) (Blarasin et al. 2014). Si bien las variaciones del nivel de agua subterránea dependen de condiciones litológicas y topográficas y, eventualmente, de condiciones antrópicas (ascenso debido a recarga por sistemas de saneamiento in situ, descenso por explotaciones para riego, etc.), es reconocida su notoria relación con la recarga natural derivada de precipitaciones, mostrando en general una fluctuación temporal similar a ellas (Blarasin et al. 2011 y 2016). Así, cuando se realizan balances hidrológicos en la provincia se observa que hay aumento de los excedentes hídricos desde los años 70, parte de los cuales se almacenan en el acuífero libre traduciéndose en importante elevación de los niveles freáticos (Blarasin et al. 2014).

En la Figura 9 se observa el mapa de isoprofundidad del nivel freático de la cuenca del Carcarañá realizado por el Grupo de Geohidrología de Rio Cuarto. Se observa que los mayores valores se concentran en el área pedemontana (> a 50 m), en llanuras onduladas y lomas estructurales se encuentra entre 10 y 30 m, mientras que en la llanura ubicada al Este de Villa María-Alejandro Roca siempre se ubica a menos de 5 m. Puede observarse que la tendencia general del nivel freático en la cuenca del Carcarañá es similar a la mapeada en el año 2014 (Blarasin et al., 2014). Es necesario contar con mayor detalle y más información al norte de la cuenca y en el sector correspondiente a la provincia de Santa Fe. Completar con muestreos a campo e incluso más información actualizada obtenida por terceros, ayudará a mejorar la perspectiva de lo que ocurre con mayor detalle con la superficie freática en la zona de trabajo.

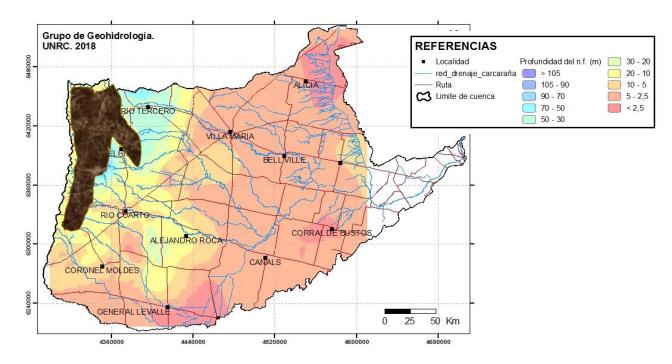


Figura 9.- Mapa de isoprofundidad del nivel freático de la cuenca del Carcarañá.

CONCLUSIONES

Este trabajo ha permitido la recopilación, análisis y organización de una serie de datos relacionados con el territorio y el recurso hídrico en el interior de la cuenca del río Carcarañá. Se formó un inventario de datos, estudios de antecedentes, bibliografía, utilizados en el estudio. Cabe observar que muchos de los datos recopilados estaban almacenados y dispersos en diferentes instituciones.

La organización de los datos ha facilitado la constitución de un sistema de información geográfica (SIG) donde es posible analizar los datos de diferentes aspectos para poder ayudar en la toma de decisiones en la planificación territorial en cuanto a distribución del recurso hídrico, obras hidráulicas con diferentes tipologías de servicio, hidrogeomorfología y características de escurrimiento, datos de estaciones hidrometeorológicas.

Este estudio ha podido reunir expertos de diferentes disciplinas que han realizado un diagnóstico del funcionamiento de la cuenca desde diferentes visiones. La interdisciplinariedad del trabajo ha evidenciado las diferentes causas que están detrás de los fenómenos de inundación y anegamientos, más allá de la problemática relacionada con los eventos severos de lluvia registrados en los últimos años. De esta forma se ha podido realizar un análisis de vulnerabilidad a nivel regional brindando indicaciones por lo que debería ser un estudio a escala local. Se han identificado las problemáticas más importantes gracias también a los talleres de participación ciudadana.

REFERENCIAS

Blarasin, M., A. Cabrera y N. Alincastro (2011). Evaluación del nivel freático y consecuencias en relación a procesos de recarga-descarga del acuífero. Río Cuarto, Cba, Arg. *Hidrogeología Regional y Exploración Hidrogeológica*. CD. T29. Pp. 220-227.ISBN: 978-987-23936-9-4. DOI: 10.13140/2.1.2626.3369.

Blarasin M., A. Cabrera y E. Matteoda (2014). *Aguas subterráneas de la provincia de Córdoba*. 147 pág. Edición Unirio. ebook ISBN 978-987-688-091-6.

Blarasin M., Bécher Quinodóz F., Cabrera A., Matteoda E., Alincastro N., and J. Giuliano Albo, (2016). Weekly and monthly ground water recharge estimation in a rural piedmont environment using the water table fluctuation method. *International Journal of Environmental & Agriculture Research*. Vol-2, Issue-5, pp 104-113. ISSN: 2454-1850.

Caamaño N. (2003). "Lluvias de Diseño: Conceptos, Técnicas y Experiencias". Editorial Universitas. 222 páginas. ISBN: 9879406-43-5. Córdoba, Argentina.

Chuvieco, E. (1996). Fundamentos de teledetección espacial. Ediciones Rialp.

England, J. F., Velleux, M. L, Julien, P. Y. (2007) "Two-dimensional simulations of extreme floods on a large watershed". *Journal of Hydrology*, Vol 347, pp. 229–241.

GWP (2000). Technical Advisory Committee. Global Water Partnership

GWP (2007). Tool Box: Institutional Setting of Water Institutions in Development, Enforcement and Implementation of Future Water Management Plans. Global Water Partnership Central and Eastern Europe, Bratislava, Slovakia.

GWP (2009). Manual para la Gestión Integrada de Recursos Hídricos en Cuencas. Global Water Partnership. **Velleux, M. L, England, J. F., Julien, P. Y.** (2017) "TREX Watershed Modeling Framework User's Manual: Model Theory and Description".

Vicario del Valle, L. (2014). Tesis doctoral "Identificación y evaluación de sequías en cuencas seleccionadas de la Región Centro de Argentina".

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

ESTIMACIÓN DEL COEFICIENTE DE PARTICIÓN PARA LA MODELACIÓN DE ORGANISMOS INDICADORES DE PATÓGENOS EN RÍOS

Natalia Sánchez, Luis A. Camacho

Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Universidad de los Andes Carrera 1 No 18A-12, Bogotá Colombia n.sanchez2060@uniandes.edu.co, la.camacho@uniandes.edu.co

RESUMEN:

Representar adecuadamente el proceso de sedimentación como parte de la pérdida total de organismos patógenos en corrientes superficiales, es difícil. Una variable fundamental para entender la asociación de microorganismos y las partículas de los sedimentos, es el coeficiente de partición (K_d) . En este artículo se propone una metodología para la estimación del coeficiente K_d de manera experimental, aplicada directamente a bacterias coliformes y la especie E.coli en ríos de montaña. De igual forma, se sugieren mediciones directas de algunas variables y parámetros para calibrar el modelo acoplado de transporte y decaimiento para organismos patógenos y sólidos suspendidos. Se presenta la aplicación de la metodología en un tramo del río Teusacá (Colombia). Se encontró que al utilizar un coeficiente de partición a partir de ensayos de laboratorio y 3 parámetros calibrados en el modelo acoplado de transporte y decaimiento, se obtiene una buena representación de los datos observados de coliformes totales y E.coli. Así mismo, se encontró que el modelo puede alcanzar una eficiencia máxima (R^2 =0.99) con una tasa de decaimiento medida de forma directa. Es posible concluir que la metodología propuesta proporciona órdenes de magnitud experimentales del coeficiente de partición K_d , permitiendo estimar directamente el efecto de la sedimentación y reducir la incertidumbre en la estimación de la tasa global de decaimiento de organismos patógenos.

ABSTRACT:

The sedimentation process within the total loss of pathogens in superficial currents is difficult to estimate. A fundamental concept to understand the association of microorganism with sediments particles is the partition coefficient (K_d) . This research proposes a methodology to estimate K_d in an experimental way, applied directly to coliform bacteria and to the E. coli species in a mountain river of the Colombian Andes. Additionally, field data to calibrate the transport and decay model for pathogenic organisms and suspended solids were recorded. In this work it was demonstrated that when using a partition coefficient from laboratory tests and three calibrated parameters, a good representation of the observed data of total coliform bacteria and E. coli is obtained. Likewise, a maximum efficiency ($R^2 = 0.99$) of the model was obtained with a decay rate measured directly. The proposed methodology provides experimental orders of magnitude of K_d , allowing to estimate directly the effect of sedimentation and to reduce the uncertainty in the estimation of the global decay rate of pathogenic organisms.

PALABRAS CLAVES: Coeficiente de partición, decaimiento de patógenos, modelación de patógenos, incertidumbre paramétrica.

INTRODUCCIÓN

El acelerado crecimiento de la población, el aumento en el consumo del agua para diferentes actividades, y la falta de tratamiento de las aguas servidas ha incrementado de forma severa los niveles de contaminación hídrica en países en desarrollo. Los organismos patógenos (bacterias, virus, parásitos y protozoos) representan la principal causa de la transmisión de enfermedades de origen hídrico como gastroenteritis simple hasta casos fatales de diarrea, disentería, hepatitis o fiebre tifoidea, generando altas tasas de morbo-mortalidad en la población (Arcos & Ávila et al., 2005).

La modelación del transporte y destino de organismos patógenos en sistemas acuáticos es de gran utilidad para cuantificar el efecto adverso de vertimientos en cuerpos de agua superficiales, y permite conocer los factores que afectan su concentración, la relación con otros determinantes de calidad de agua y los mecanismos de transporte que los afectan. Como primera aproximación, el decaimiento de organismos patógenos en corrientes naturales ha sido modelado en varias investigaciones asumiendo un coeficiente de decaimiento de primer orden o tasa global de decaimiento (K_b) para describir la reducción neta de su concentración con el tiempo y la distancia recorrida hacia aguas abajo (Bowie *et* al., 1985; Thomann y Mueller, 1987; Chapra, 1997; Koji *et al.*, 2014). En este modelo la tasa K_b es afectada principalmente por la mortalidad base, que depende de la salinidad y temperatura, el efecto de radiación solar y la pérdida por sedimentación (Chapra, 1997).

En un modelo predictivo de transporte acoplado con la tasa de pérdida total de bacterias coliformes, los parámetros que explican la tasa K_b (d⁻¹) y que deben ser calibrados son el coeficiente empírico de extinción de luz (K_e), el coeficiente de partición (K_d) y la velocidad de sedimentación (V_s) (Chapra, 1997). Un trabajo previo (Torres, 2009; Torres y Camacho, 2008) presenta detalladamente la metodología de calibración del modelo acoplado. Torres y Camacho (2008) encontraron que a mayor número de parámetros a calibrar se pierde la parsimonia del modelo y puede incurrirse en la sobreparametrización, lo que implica problemas de interacción paramétrica y pérdida de identificabilidad de los parámetros. Esto genera limitaciones en la modelación y los resultados pueden alejarse de las condiciones reales. De aquí la importancia de investigar métodos que permitan medir en campo o de forma experimental dichos valores, para reducir la incertidumbre y obtener datos que expliquen de mejor forma los procesos físicos, químicos y biológicos involucrados en el decaimiento de bacterias coliformes en cuerpos de agua superficiales.

A pesar de que el desarrollo de modelos ha contribuido a tener un mejor entendimiento acerca de las variables que rigen los procesos de transporte y decaimiento de patógenos, aún no se han llegado a responder todas las preguntas, sobre todo las relacionadas con la asociación sedimento/ microorganismo, dado que es la más difícil de estimar. Los estudios encontrados acerca de la tendencia de las bacterias a adherirse en los sedimentos son escasos (Craig *et al.*, 2002; Jamieson *et al.*, 2005; Kinnaman *et al.*, 2012, Fernández *et al.*, 2013; Piorkowski *et al.*, 2014; King y James *et al.*; 2017) y se han enfocado en evaluar distintas técnicas para la extracción de bacterias en sedimento, analizando el tipo y tamaño. El coeficiente de partición (K_d) es por lo tanto uno de los parámetros más importantes dentro de un modelo de transporte y decaimiento de bacterias patógenas. Los métodos utilizados para la estimación del coeficiente K_d , han sido aplicados para entender principalmente el transporte de sustancias tóxicas químicas en aguas subterráneas, siendo no aplicables en forma directa a bacterias coliformes en cuerpos de agua superficial.

En el presente artículo se presenta una metodología para la estimación experimental del coeficiente de partición (K_d) para bacterias coliformes en ríos de montaña y se sugiere la medición en campo de radiación solar, temperatura y salinidad, para determinar de forma más precisa la tasa global de decaimiento (K_b) de organismos indicadores de patógenos. Adicionalmente, se pretende calibrar el modelo acoplado de transporte y decaimiento de organismos patógenos con datos tomados *in-situ* y

un coeficiente K_d medido de forma experimental, para determinar si disminuye la incertidumbre paramétrica y problemas de falta de identificabilidad de los conjuntos paramétricos. La metodología propuesta se aplica y evalúa con datos del río Teusacá en los Andes colombianos.

METODOLOGÍA

Caso de estudio

El tramo de estudio es de aproximadamente 11 Km de longitud, se encuentra entre el municipio La del embalse San Rafael la Calera. aguas abajo y estación cabaña (ver Figura 1) en cercanías de Bogotá. El tramo de estudio tiene en cuenta el sitio de vertimiento de la PTAR del municipio de La Calera, la confluencia de la Quebrada Simayá y las aguas residuales del conjunto residencial Macadamia. Para la aplicación de la metodología propuesta los sitios de medición son T5-A, abajo de la confluencia de la Ouebrada Simayá y T8- Puente intermedio II. La longitud del sub-tramo de estudio es de aproximadamente 4.18 Km. Para evaluar la metodología propuesta se realizaron dos campañas de mediciones.

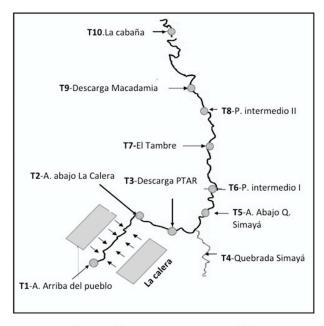


Figura 1.- Caso de estudio Río Teusacá. Mediciones en T5 y T8.

Fase Experimental

Para evaluar la metodología propuesta para la estimación experimental del coeficiente K_d y la tasa K_b de bacterias Coliformes Totales y la especie E.coli, se toma un volumen representativo (12 L) de muestra simple o puntual en cada sitio de muestreo en el río . Esta muestra es dividida en 4 submuestras de 3 L. De cada submuestra, se toma 1 litro (recipiente tipo Schott de vidrio esterilizado) para los análisis microbiológicos y 2 litros (recipiente plástico) para medición de sólidos suspendidos totales, sólidos volátiles y granulometría láser. A la muestra recolectada de 12 L se le miden in-situ el pH, la conductividad eléctrica para calcular la salinidad S (ppt), el oxígeno disuelto OD (mg/L) y la temperatura T (°C). Adicionalmente, se realiza aforo con molinete para la medición del caudal y se mide la radiación solar superficial I_o (ly/hr) mediante un piranómetro de campo.

Una vez se recolectan las muestras, estas se mantienen refrigeradas a 4°C aproximadamente y asiladas de la luz solar desde el lugar de colecta hasta el laboratorio. El mismo día de toma de muestra, en menos de 24 horas se realiza la medición de coliformes totales (CT) y *E.coli* para evitar problemas de multiplicación y muerte de microorganismos. Por su parte, la prueba estándar de SST (APHA, 2005)

debe realizarse antes de 7 días. Se realiza granulometría láser para determinar la distribución del tamaño promedio de las partículas y determinar la velocidad de sedimentación V_s (m/d). Se igual forma, se detemina la cantida de carbono orgánico, mediante la prueba de sólidos suspendidos volátiles (SSV).

Antes de la medición de CT y E.coli en sedimentos y agua, estos se separan mediante la prueba de sedimentación volumétrica. Para ello se traslada el litro de muestra bien mezclada, a un cono Imhoff y se deja sedimentar por un periodo de 45 minutos. Después se agita la muestra cerca de las paredes, con un agitador esterilizado o mediante rotación, y se deja asentar otros 15 minutos. El agua libre de sedimentos se transfiere a otro recipiente previamente esterilizado. Para desprender las bacterias asociadas a los sólidos suspendidos y medir su concentración se utiliza agua peptonada al 1% como solución buffer. Este es un medio de enriquecimiento no selectivo que proporciona nutrientes necesarios para el desarrollo microbiano y mantiene el balance osmótico (Jamieson et al., 2005; Gómez et al., 2009; Craig et al., 2002). En el cono Imhoff que contiene los sedimentos, se agrega un volumen de agua peptonada igual al del agua extraída (1 L) y se agita manualmente por 10 minutos. Esto para que los sólidos se diluyan en la solución y las bacterias se adhieran a ésta (Díaz, 2013). Luego se trasvasa dicha solución a otro recipiente esterilizado.

Después a las dos muestras resultantes, agua libre de sedimentos, y sedimentos diluidos en solución acuosa, se realiza la cuantificación de bacterias coliformes totales por medio del método Filtración por Membrana (APHA, 2000) utilizando como medio de cultivo Coli-Blue. Al final se obtiene la concentración de bacterias libres en el agua (N_w) y en los sedimentos (N_p) , ambas expresadas en UFC/100 ml y la concentración de sólidos suspendidos (m) en (g/L).

Para reducir errores por contaminación externa o variaciones en la toma de muestra y mediciones de laboratorio, se realizan 4 repeticiones del experimento para cada sitio de muestreo, es decir que en total se analizaron 16 muestras. Así mismo, en la detección microbiológica a cada uno de los componentes (agua/sedimento) de cada muestra, se realizan 2 diluciones cada una con duplicado.

Al final de la metodología propuesta se deben realizar los siguientes cálculos para obtener los parámetros de la tasa global de mortalidad de organismos indicadores de patógenos K_b

$$K_d = \frac{N_p}{N_w \cdot m} \tag{1}$$

$$K_d = \frac{N_p}{N_w \cdot m}$$
 [1]
$$F_p = \frac{K_d \cdot m}{1 + K_d \cdot m}$$
 [2]

$$K_e = a_m \cdot m \tag{3}$$

$$K_{b1} = (0.8 + 0.02 \cdot S) \cdot 1.07^{T-20}$$
 [4]

$$K_e = a_m \cdot m$$
 [3]
 $K_{b1} = (0.8 + 0.02 \cdot S) \cdot 1.07^{T-20}$ [4]
 $K_{bi} = \frac{\alpha \cdot I_o}{K_e \cdot H} (1 - e^{-K_e \cdot H})$ [5]

$$K_{bs} = F_p \cdot \frac{V_s}{H}$$
 [6]

$$K_h = K_{h1} + K_{hi} + K_{hs} ag{7}$$

donde, a_m es una constante de proporcionalidad (L/ m·mg) entre K_e y la concentración de sólidos suspendidos m; α es una constante de proporcionalidad (cm²/cal); H es la profundidad del río (m); F_p es la fracción de las bacterias adheridas en los sedimentos; K_{b1} , K_{bi} y K_{bs} son las tasas de mortalidad base, mortalidad por radiación solar y decaimiento por sedimentación respectivamente (d-1); y las demás variables han sido definidas previamente.

Para el cálculo de la tasa K_b experimental se tomaron valores típicos reportados en la literatura. El valor de a_m = 0.55 (Toro, 1981) y α =1 (Thomann y Mueller, 1987).

Modelación del transporte y decaimiento de bacterias indicadores de patógenos

El modelo definitivo para el transporte y decaimiento de organismos patógenos índice resulta al acoplar el modelo de transporte de Zona Muerta Agregada (Beer y Young,1983) con el modelo hidrológico MDLC (Camacho y Lee, 1999) y el modelo de decaimiento siguiendo la formulación de QUASAR extendido (Lees et al., 1998) en este caso para organismos patógenos y sólidos suspendidos. La ecuación explícita de primer orden que describe la concentración de bacterias en condiones de flujo permanente, tiempo discreto y sin aportes de caudal lateral, está dada por,

$$c(t) = \frac{\frac{1}{(\bar{t}-\tau)} \cdot (e^{-kp_*\tau} \cdot c_u)}{(\bar{t}-\tau)^{-1} + k_p}$$
 [8]

donde, c(t) es la concentración a la salida del tramo en el tiempo t; c_u es la concentración inicial de bacterias coliformes; \bar{t} es el tiempo de viaje promedio en el tramo (d^{-1}) ; τ es el tiempo del primer arribo o retraso advectivo (d^{-1}) .

Adicionalmente, es necesario acoplar el modelo descrito anteriormente con el transporte y decaimiento de los sólidos suspendidos, debido a que dentro de la tasa K_b la pérdida por radiación solar K_{bi} tiene incluido el coeficiente de extinción y éste depende de la concentración de sólidos suspendidos totales, al igual que la pérdida por sedimentación K_{bs} . Para estado estable,

$$m_{j}(t) = \frac{\frac{1}{(\bar{t}-\tau)} \cdot e^{\left(\frac{-v_{s}\tau}{H}\right)} m_{j-1}}{(\bar{t}-\tau)^{-1} + \frac{v_{s}}{H}}$$
[9]

donde $m_f(t)$ es la concentración de SST a la salida del tramo en el tiempo t; $m_{j-1}(t-\tau)$ a la entrada del tramo en τ unidades de tiempo previas; y las demás variables han sido definidas previamente.

En el modelo se evidencia la doble relación que existe entre los parámetros del modelo de transporte ADZ, \bar{t} y τ , con la concentración de bacterias coliformes (ver Ec. 8) y SST (ver Ec.9). Por eso, se utiliza el modelo hidrológico y de transporte integrado MDLC_ADZ para obtener dichos parámetros. Una vez se obtienen los parámetros, \bar{t} y τ se calcula la concentración de sólidos suspendidos totales, después la tasa de decaimiento K_b (ver Ec. 7) y luego se estima la concentración de bacterias coliformes a la salida del tramo. Esta doble dependencia hace que el modelo acoplado de transporte y decaimiento sea de segundo orden.

El modelo descrito es unidimensional, es decir representa el flujo de agua con los procesos de advección y dispersión de los solutos en la dirección de la corriente principal. Así mismo se asume mezcla completa e instantánea aguas abajo de un vertimiento en la sección trasversal, dada la alta turbulencia de ríos de montaña. En cuanto a variabilidad temporal es un modelo de estado estable de flujo permanente, dado que se asume que las variables de entrada pueden estar espacialmente distribuidas, pero no cambian en el tiempo y las salidas de modelo indican que el determinante evaluado ha alcanzado el equilibrio.

Caracterización hidráulica y modelo de transporte

Para la calibración hidráulica a nivel del tramo es necesario la realización de experimentos con trazadores. Los experimentos permiten determinar los parámetros \bar{t} y τ (ver Ec.8 y Ec.9). Si no se disponen de suficientes datos, estos se pueden estimar a partir de parámetros hidráulicos como el coeficiente de rugosidad de *n*-Manning, el ancho efectivo del tramo (*W*), la pendiente longitudinal (S_0) y la fracción dispersiva (DF) previamente calibrados en un modelo hidrológico para

condiciones de flujo permanente con trazadores realizados en tramos representativos del tramo de estudio (Camacho *et al.*, 2007; Medina, 2009). Teniendo en cuenta que en el presente trabajo no se realizaron ensayos con trazadores, se utiliza la información disponible de investigaciones previas en el mismo caso de estudio (Torres y Camacho, 2008; Medina, 2009), donde se calibró el modelo acoplado MDLC-ADZ para obtener los parámetros hidráulicos calibrados. En la Tabla 1 se presentan las características hidráulicas básicas del tramo de estudio.

Tabla 1 Parámetros hidrá	ulicos- Tramo d	de estudio.
--------------------------	-----------------	-------------

Tramo	n-Manning	W (m)	<i>S</i> _θ (%)	DF
T5- T7	0.14	3.53	0.89	0.44
T7- T8	0.18	8.04	0.37	0.25

Calibración objetiva del modelo de patógenos

El modelo acoplado de patógenos se calibró con datos observados de los determinantes C.T, E.coli y SST de 5 campañas de mediciones realizadas en investigaciones previas (Torres y Camacho, Torres. 2008; 2009) de estudio en e1 mismo tramo (ver **Figura** Figura 2.- Comportamiento de concentraciones de C.T. E.coli y SST. Tomado de (Torres, 2009). En estas campañas se realizó medición simultánea de aforos y calidad del agua siguiendo la misma masa de agua. Adicionalmente, se tomaron los datos de radiación solar (I_0) , los cuales fueron estimados por métodos indirectos a paritr de la cobertura de nubes, latitud y día juliano en cada sitio de medición. Lo anterior, para tener la posibilidad de calibrar con datos de por lo menos 2 campañas y validar con los datos de las campañas realizadas en la presente investigación. En la calibración del modelo acoplado, se proponen las siguientes posibilidades:

- 1. Calibración del parámetro V_s , teniendo los parámetros $\alpha = 1$, $a_m = 0.55$ y el coeficiente K_d medido en el laboratorio.
- 2. Calibración de los parámetros V_s , α y a_m , teniendo el valor del coeficiente K_d medido en el laboratorio.

Para identificar el mejor conjunto de parámetros que represente adecuadamente el transporte y decaimiento de bacterias patógenas, se utiliza la metodología GLUE (Beven y Binley,1992) implementada en la herramienta MCAT (Monte Carlo Analysis Tool Box) desarrollada en MATLAB por Wagener y Lees, (2000).

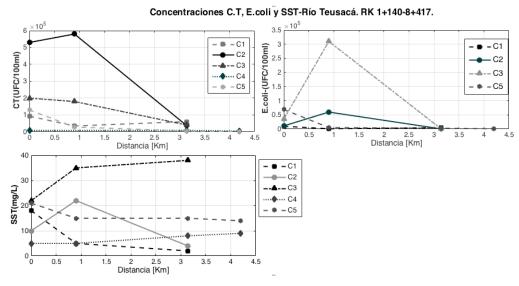


Figura 2.- Comportamiento de concentraciones de C.T, E.coli y SST. Tomado de (Torres, 2009).

Tabla 2.- Radiación solar promedio.

	-	Сатраñа							
	C1	C2	С3	C4	C5				
$I_0(ly/h)$	15.5	24.2	25.4	18.2	25.2				

RESULTADOS

Coeficiente K_d y la tasa K_b .

En la Tabla 3 se resumen los resultados de las mediciones *In-situ* y análisis de laboratorio de las dos campañas realizadas, y en la Tabla 4 los resultados de los cálculos intermedios y la tasa global de decaimiento obtenida con la metodología propuesta en este río de montaña.

Tabla 3.- Mediciones *In-situ* y análisis de laboratorio campañas 1 y 2.

	Abajo Q. Sima	ıyá	P. Inte	rmedio
	Camp	aña	Cam	paña
	1	2	1	2
Temperatura (°C)	13.35	14.6	17.3	14.90
pН	7.05	6.86	7.20	7.36
Conductividad (µS/cm)	107.9	108.4	111.1	113.5
Salinidad (ppt)	0.048	0.052	0.050	0.056
Oxígeno disuelto (mg/L)	7.29	7.03	6.74	7.16
Caudal (m ³ /s)	1.7	0.7	1.7	0.7
H (m)	0.39	0.43	0.53	0.53
Radiación solar (ly/h)	31.4	25.5	71.7	24.8
Radiación solar teórica ((ly/h)	22.28	10.18	28.90	10.18
*CT (UFC/100 ml)	3.1.E+04	1.6.E+04	8.5.E+04	4.8.E+03
*E.coli (UFC/100 ml)	4.0.E+03	1.5.E+03	9.8.E+03	5.1.E+02
*SST (mg/L)	14.05	9.01	18.80	7.54
*SSV (mg/L)	3.62	2.34	5.21	2.91
*Diámetro promedio (μm)	20.51	22.67	27.3	31.3
*V. Sedimentación (m/d)	1.5	1.5	1.5	1.5

^{*}Son los valores promedios de las 4 muestras analizadas en cada sitio de muestreo. Las concentraciones de C.T y *E.coli* son los resultados de $N_W + N_P$

En la muestra total de 12 L tomada en cada punto, se midieron los determinantes in-situ de calidad del agua como la temperatura, el pH, el oxígeno disuelto y conductividad (ver Tabla 3). A partir de los datos tomados de conductividad se obtiene la salinidad mediante curvas de calibración realizadas en el laboratorio. Adicionalmente, se midió la radiación solar en un tiempo anterior, durante y después de tomar la muestra. Se tomó un dato cada minuto durante aproximadamente 1 hora. En total, en cada sitio de muestreo se realizaron 50 registros. Los valores presentados en la Tabla 3 son la radiación promedio en la superficie del agua (I_0) en cada sitio de medición. Los valores de I_0 teóricos corresponden a la radiación estimada a partir de la cobertura de nubes, latitud y día juliano por métodos indirectos.

Según la Figura, se evidencia que en la primera campaña las concentraciones de bacterias C. T y *E. coli* son mucho mayores con respecto a la segunda. La razón principal es porque bajo condiciones altas de caudal, se facilita la capacidad de transporte de sólidos en la corriente, es decir ocurre procesos de resuspensión. Este proceso no solo ocurre para los SST sino también en las bacterias coliformes absorbidas en los sedimentos, lo cual aumenta su concentración en la columna de agua. En la campaña 2 se presenta una disminución en la concentración debido al decaimiento de organismos, ya que no hay entradas significativas de caudal en el tramo de estudio que generen su dilución. De igual forma, es evidente que el proceso dominante en los SST es la sedimentación.

En relación a la caracterización de los sedimentos, en todas las muestras analizadas el contenido de materia inorgánica fue mayor que el orgánico (SSV). El porcentaje de sólidos inorgánicos varió en un rango de [70-75%] y [65-78%] para la campaña 1 y 2 respectivamente. Por otra parte, el diámetro promedio fue determinado a partir del percentil 50 de la distribución del tamaño de

partículas en la granulometría láser. Para ambas campañas el diámetro de partícula es muy cercano y tiene el mismo orden de magnitud. Por esta razón, se obtuvo la misma velocidad de sedimentación para cada sitio de muestreo, la cual fue determinada a partir de los valores reportados en la literatura (Chapra, 1997).

En la Tabla 4, los resultados de K_d muestran el mismo orden de magnitud para ambos sitios de medición en cada una de las campañas siendo similares tanto para CT como E.coli. Los coeficientes difieren en orden de magnitud entre campañas por la diferencia de caudales. Cuando aumenta el caudal se incrementan las bacterias libres en el agua disminuyendo la tendencia a adsorberse en los sedimentos. Con respecto a las fracciones F_p , es de esperarse bajos porcentajes puesto que estos son directamente proporcionales a los coeficientes K_d . Otro posible factor asociado a los bajos valores de F_p está relacionado a que los SST contenían mayor material inorgánico (Gadd, 2016).

En términos generales, se observa que la tasa con menor contribución a la tasa global K_b es la tasa K_{bs} y la que mayor influye a la pérdida de bacterias C.T y la especie E.coli es la tasa de radiación solar (K_{bi}) . Esto se debe a varios factores; en primer lugar, en todas los casos las concentraciones de C.T y E.coli libres en el agua fueron mayores a las adsorbidas en los sedimentos. En segundo lugar, la profundidad del cauce en cada sitio de medición en ambas campañas fue poco profunda, lo cual genera que las bacterias estén más expuestas a la radiación solar. Por otra parte, para determinar la tasa K_{bi} , se toma el coeficiente de extinción solo en función de los sólidos suspendidos en la columna de agua. Sin embargo, se debe tener en cuenta que la atenuación de la luz solar en un cuerpo de agua, depende de otros factores como la concentración de detritos, fitoplancton, turbidez, color del agua, entre otros.

	Сатраñа 1								Camp	aña 2		
	Máximo		Medio		Mínimo		Máximo		Medio		Mínimo	
	C.T	E.coli	C.T	E.coli	C.T	E.coli	C.T	E.coli	C.T	E.coli	C.T	E.coli
K_d (m ³ /g)	0.0054	0.0069	0.0034	0.0035	0.0019	0.0014	0.026	0.034	0.021	0.017	0.01	0.006
$F_{P}\left(\% ight)$	7	7	5	5	3	2	20	25	15	11	9	5
K_{bI} (d ⁻¹)	0.66	0.66	0.59	0.59	0.52	0.52	0.57	0.57	0.56	0.56	0.55	0.55
$K_{bi}\left(\mathrm{d}^{\text{-}1}\right)$	15.90	15.90	11.70	11.70	8.52	8.52	12.66	12.66	10.44	10.44	8.19	8.19
$K_{bs}(\mathbf{d}^{-1})$	0.20	0.25	0.16	0.18	0.11	0.12	0.69	0.71	0.46	0.34	0.32	0.19
$K_b(d^{-1})$	16.76	16.72	12.42	12.50	9.18	9.11	13.56	13.56	11.67	11.84	9.24	9.47

Tabla 4.- Resumen de resultados experimentales.

Como resultado importante, las tasas de decaimiento K_b estimadas de forma experimental están dentro del rango de valores reportados en la literatura (Bowie, 1985; Brookes *et al.*, 2004) y las tasas obtenidas por calibración directa en este río por Torres y Camacho (2008). Es importante resaltar que los valores encontrados de K_b son bastante altos, lo cual se explica por la alta capacidad de asimilación de la contaminación de la corriente, característica principal de los ríos de montaña.

Resultados de la calibración

Teniendo en cuenta que para la calibración del modelo se tomó información secundaria, es pertinente estimar un coeficiente K_d acorde con los caudales de cada una de las campañas realizadas por Torres y Camacho (2008). Para esto, se realizó una regresión lineal simple entre los caudales medidos y los coeficientes K_d obtenidos de forma experimental de las campañas realizadas en la presente investigación. Para el grupo de bacterias coliformes se obtuvo un ajuste de R^2 =0.75 y para la especie E.coli se alcanzó un ajuste aceptable de R^2 =0.48. La relación entre el coeficiente K_d y el caudal es inversamente proporcional. En la Tabla 5 se presentan los coeficientes K_d con la interpretación del caudal.

Tabla 5.- Valores de K_d con la interpretación de caudal.

$\frac{K_d}{(\text{m}^3/\text{g})}$	C1	C2	С3	C4	C5	
C.T	0.034	0.033	0.015	0.0335	0.0034	
E.coli	0.024	0.023	0.011	0.024	0.0035	

Siguiendo la primera estrategia de calibración, se calibra la velocidad de sedimentación teniendo parámetros $\alpha=1$, $a_m=0.55$, los valores de I_0 se toman de la Tabla 2 y los coeficientes K_d de la Tabla 5. La calibración se realizó para cada una de las campañas tanto para el grupo de bacterias coliformes y E.coli. Sin embargo, el mejor ajuste (\mathbb{R}^2) se obtuvo solo para la campaña 3 con los datos observados de C.T. En el caso de los datos observados de E.coli no se logró obtener un ajuste del parámetro V_S óptimo para ninguna campaña.

En la Figura 3 se presentan los gráficos de identificabilidad del parámetro con función objetivo $1-R^2$ (a) y la sensibilidad regional (b). En los resultados de la calibración se observa claramente que el parámetro V_s es identificable, debido a que presenta un valor (6.02 m/s) en el que el modelo funciona función objetivo óptimamente la es cercana (ver Figura -a). Por otra parte. la gráfica de sensibilidad regional (ver Figura 3-b) muestra 10 categorías del espacio paramétrico ordenadas de acuerdo a la medida de confiabilidad R^2 . Un parámetro es sensible cuando las distribuciones acumuladas de las diferentes categorías son diferentes entres si, mientras que, si es insensible, usualmente se presentan distribuciones acumuladas similares de cada clase. Esto indica que el parámetro V_s es sensible.

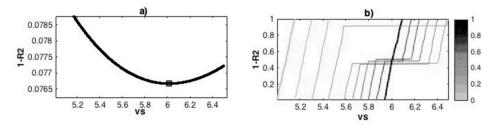


Figura 3.- Graficas de identificabilidad paramétrica (a) y sensibilidad regional (b) Campaña 3- Opción 1.

En la Figura 4-a la franja gris representa los límites de confianza asociada a los percentiles del 5% y 95%, la cual establece el rango en el cual el modelo es válido. La Figura 4-b es el perfil modelado con respecto a los datos observados de C.T. En la Figura 4-a se observa que el modelo con solo un parámetro a calibrar es incapaz de simular adecuadamente el comportamiento observado para las concentraciones de bacterias C.T, mostrando este determinante por fuera y muy alejado de las bandas de confianza, a pesar de tener un ajuste $R^2 > 0.90$ (ver Figura 4-b).

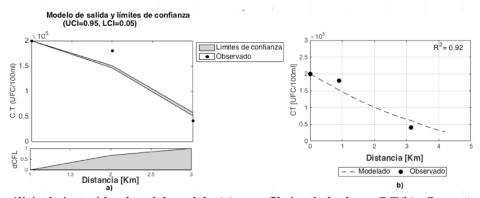


Figura 4.- Análisis de incertidumbre del modelo (a) y perfil simulado datos C.T(b)- Campaña 3-Opción 1.

En la segunda estrategia de calibración, es decir estimando los parámetros V_s , α y a_m y el K_d para cada condición de caudal, se obtuvieron resultados satisfactorios con valores de $R^2 > 0.76$ para las

campañas 2, 3 y 5 con los datos observados de CT. En el caso de la especie E.coli solo se pudo obtener un buen ajuste para la campaña 5. En los diagramas de dispersión (ver Figura 5-a) se observa que los parámetros α y a_m son claramente identificables y V_S es poco identificable. Con respecto al análisis de sensibilidad regional (Figura 5-b), los parámetros identificables son los que presentan mayor sensibilidad. De manera consistente el parámetro V_S dado que es poco identificable es el menos sensible. Esto quiere decir que, cualquier valor que tome la velocidad de sedimentación va a tener el mismo aporte en la función objetivo $(1-R^2)$. Al ser los parámetros α y a_m sensibles e identificables, cualquier variación en estos parámetros modifican sustancialmente los resultados de salida del modelo.

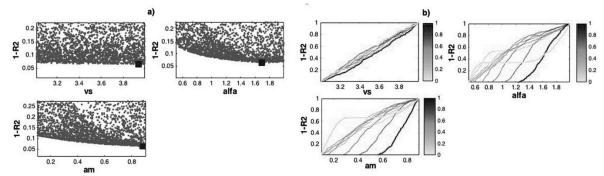


Figura 5.- Graficas de identificabilidad paramétrica (a) y sensibilidad regional(b) -Campaña 3. (Opción 2).

En la Figura 6-a se observa que la mayoría de datos observados de C.T y *E.coli* se encuentran dentro de la banda de confianza. Esto se debe a que algunos valores de C.T presentaron un aumento en la concentración en el tramo de estudio, lo cual dificulta que el perfil simulado se ajuste perfectamente a los datos observados. En general, al realizar la calibración para las campañas 2, 3 y 5 la mayoría de los datos observados de C.T y *E.coli* se encuentran dentro de los límites de confianza y los que están por fuera no se encuentran tan alejados a diferencia de la primera opción de calibración. Por otra parte, en la Figura 6-b se evidencia que se logró de forma satisfactoria que el perfil simulado se ajustara lo mejor posible a los datos observados de bacterias coliformes totales y *E.coli*.

En la Tabla 6 se resumen el conjunto de parámetros óptimos para cada campaña que se obtuvo un ajuste satisfactorio para bacterias C.T y *E.coli*.

Campaña	Vs	a_m	α	R^2
	(m/d)	(L/m·mg)	(cm ² /cal)	
C2	2.6	2.48	0.675	0.76
C3	3.94	0.88	1.7	0.94
C5	3.3	0.0052	2.5	0.96
CE (E coli)	1.06	0.0104	2.4	0.04

Tabla 6.- Conjunto de parámetros óptimos.

Finalmente, en la Tabla 7 se presentan los valores máximos, promedios y mínimos de cada termino que explica la tasa global K_b obtenidos de la calibración objetiva. Se tomaron en conjunto los resultados para bacterias C.T y la especie E.coli de las dos alternativas de calibración.

Tabla 7.- Resumen resultados de calibración objetiva.

Término	Máximo	Medio	Mínimo
$K_e (m^{-1})$	12.04	6.02	0.08
F_{P} (%)	17	10.92	5
$K_{b1}\left(\mathrm{d}^{\text{-}1}\right)$	0.58	0.53	0.49
$K_{bi}\left(\mathrm{d}^{\text{-1}}\right)$	12.22	10.96	7.70
$K_{bs}(\mathbf{d}^{-1})$	2.70	1.45	0.31
$K_b(d^{-1})$	15.45	13.22	9.9

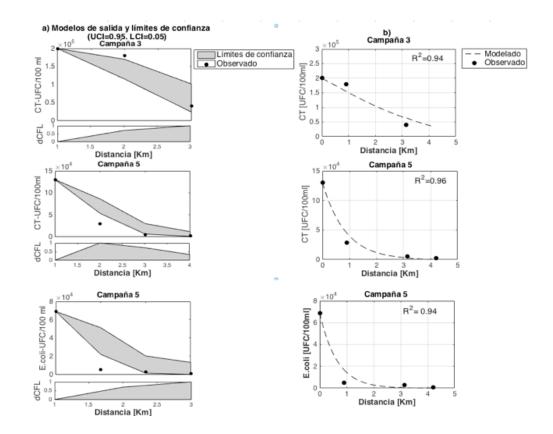


Figura 6.- Análisis de incertidumbre del modelo (a) y perfil simulado datos C.T y *E.coli*(b)- C3 y C5-Opción 2.

En términos generales, los valores más bajos del parámetro a_m y más altos de α se presentaron en las campañas con caudales más altos (C3 y C5), generando altas tasas K_{bi} y bajos coeficientes de extinción, a pesar de tener altas concentraciones de SST. Así mismo, se evidenció que uno de los mecanismos más dominantes en el decaimiento de bacterias coliformes y E. coli es la radiación solar, seguido de la pérdida por sedimentación. Los valores de la tasa K_{b1} son muy similares entre campañas dado que se estimaron sólo en función de la temperatura, asumiendo que la salinidad del agua es despreciable. Por otra parte, en la campaña 5 se encontraron tasas K_b para C.T y E.coli de 63.03 y 58.84 d⁻¹ respectivamente. Sin embargo estos se excluyen del valor promedio, dado que se consideran muy altos y pueden ser considerados como "outlier". Las altas tasa K_b ratifican la alta capacidad de autodepuración de los ríos de montaña en tramos relativamente cortos.

ANÁLISIS DE LA CAPACIDAD PREDICITIVA DEL MODELO

La etapa de validación del modelo consistió en usar los parámetros calibrados de la campaña C2, C3 y C5 para simular los datos observados de concentraciones de bacterias coliformes totales y E. coli en la campaña 2 (ver Tabla 8 realizada en la presente investigación. En la primera alternativa de calibración, el modelo se valida tomando el valor calibrado de V_s , $\alpha=1$, $a_m=0.55$, y el valor promedio de K_d medido experimental (Tabla 4). Para la segunda estrategia, se utilizan los parámetros calibrados V_s , α , a_m , y el K_d experimental. Por otra parte, teniendo en cuenta que para los datos observados de E. coli solo se obtuvo un ajuste óptimo en la campaña 5, la validación se realiza con los mismos parámetros calibrados que para bacterias C.T.

Adicionalmente, se realizó la comparación entre la eficiencia (R^2) del modelo al usar la radiación medida *in- situ*, con respecto a la eficiencia alcanzada con la radiación calculada de forma teórica (ver Tabla 9). Lo anterior, para determinar si la medición directa de la variable I_0 aumenta la precisión en la estimación de la tasa K_b . En la

Tabla 8 se presentan los resultados de la validación de acuerdo con el valor máximo de R^2 y mínimo valor del porcentaje absoluto del bias (APB), indicando el caso de calibración. Así mismo, se presentan las tasas K_b estimadas especificando la radiación tomada.

Tabla 8.- Resultados de la validación

		j	I ₀ In-situ		I _o Teórica			
Parámetros calibrados		K _b	R^2	APB (%)	K_b	R^2	APB (%)	
V_s	C.T	21.82	0.72	20	10.11	0.98	5	
	E.coli	21.51	0.56	23	9.80	0.95	8	
	C.T	5.87	0.93	10	8.99	0.99	2	
V_s, α, a_m	E.coli	5.68	0.96	7	8.78	0.98	5	

En la validación del modelo se evidencia que en todos los casos, los mejores ajustes se obtienen utilizando I_0 teórico. Con los parámetros V_s , α , a_m calibrados, los mejores resultados de R^2 y APB se presentan con los valores óptimos de los parámetros obtenidos de la combinación de los datos observados de las campañas 2 y 5.

Finalmente, se validó el modelo con todos los datos de los parámetros medidos en campo y en el laboratorio obtenidos de la campaña 2 (ver Tabla 3 y Tabla 4). Lo anterior, para evaluar si ocurría una disminución o aumento en la eficiencia (R^2) del modelo. De igual forma, se realizó la misma comparación entre la radiación solar medida de forma teórica e *in-situ*.

Tabla 9.- Resultados de validación del modelo con datos experimentales.

=	I ₀ In-situ				I₀ Teóric	ea
	K_b	R^2	APB (%)	K_b	R^2	APB (%)
C.T		0.82	16		0.99	4
E.coli		0.70	19		0.99	0.6

DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS

En la calibración se obtuvieron ajustes de $R^2>0.9$ en 3 de 5 campañas. Sin embargo no fue posible disminuir la incertidumbre paramétrica del modelo. Una de las razones fue que en primer lugar; el número de datos observados de C.T y *E.coli* en el tramo de estudio. En segundo lugar, la cantidad de datos obtenidos del coeficiente K_{d_1} dado que este parámetro se midió en un rango de caudales entre $[0.704-1.757 \text{ m}^3/\text{s}]$ y se utilizaron para calibrar campañas de calidad del agua con caudales entre un rango de $[0.211-2.14 \text{ m}^3/\text{s}]$.

Por otro lado, a pesar de que se encontró un buen ajuste (R^2 =0.7) para establecer una relación lineal (inversamente proporcional) entre el coeficiente K_d de bacterias coliformes, y el caudal, en la mayoría de campañas fue necesario extrapolar, lo cual adiciona incertidumbre al modelo. Del mismo modo, solo se midieron coeficientes K_d para los sitios de muestreo T5 y T8 y se calibró con datos observados no solo en esos puntos, sino también en sitios intermedios, asumiendo que se mantiene un valor de K_d constante en el tramo de estudio. Se debe tener en cuenta que el coeficiente de partición K_d en sí, tiene un grado de incertidumbre al ser un parámetro que que depende exclusivamente de variables medibles en el laboratorio.

Con respecto a la radiación, se pudo comprobar tanto en el proceso de calibración como en la estimación experimental de la tasa K_b , que es uno de los mecanismos más dominantes en el decaimiento de bacterias coliformes y E.coli en ríos de montaña. Igualmente, se pudo observar que al medir puntualmente la radiación solar no contribuye a aumentar la eficiencia (R^2) del modelo. Es importante resaltar que la intensidad solar presenta gran variación en un intervalo corto de tiempo y al tomar un dato puntual en cada sitio de muestreo, se obtiene es un aproximado del orden de magnitud y no un dato más preciso con respecto al valor teórico. Para obtener datos de radiación solar más precisos, sería pertinente que las mediciones fueran integradas a la masa de agua, es decir tomar datos en diferentes puntos del tramo de estudio.

Por último, al comparar la validación del modelo combinando parámetros calibrados y medidos de forma experimental, con la validación del modelo con todos los parámetros medidos de forma directa, en ambos casos se alcanzan eficiencias satisfactorias. Sin embargo, queda demostrado que para la campaña 2 el mejor conjunto de parámetros, es considerando el coeficiente K_d y la velocidad de sedimentación medida en el laboratorio, la radiación solar estimada de forma teórica y las constantes α y a_m con los valores típicos reportados en la literatura.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los resultados de la investigación comprueban que con la metodología y mediciones directas In-situ propuestas se logró obtener una tasa K_b medida directamente de manera precisa, dado que los datos modelados fueron muy cercanos a los observados. Sin embargo, teniendo en cuenta que solo fue posible realizar la validación con una campaña, se recomienda que esta etapa se realice con más de un muestreo. Esto para poder determinar si realmente un modelo físico presenta una eficiencia adicional, con respecto a uno que determina sus parámetros con técnicas de optimización.

Por otro lado, se evidenció que es factible la aplicación de un modelo sencillo basado en 3 parámetros (V_s, α, a_m) de calibración y un coeficiente de partición K_d estimado de forma experimental, para representar de manera adecuada los procesos de transporte y decaimiento de CT y E.coli en el río Teusacá. Así mismo, se presentó claramente la identificabilidad de los parámetros α y a_m y la sensibilidad del modelo a éstos. No obstante, no fue posible reducir los problemas asociados a la incertidumbre paramétrica. Se recomienda que una alternativa para reducir dicha incertidumbre, sería medir un coeficiente K_d para cada punto, dado que al considerar un K_d global no se tienen en cuenta que las condiciones hidráulicas entre tramos no son uniformes. De igual forma, medir el coeficiente K_d en más de dos campañas bajo diferentes condiciones hidrológicas. De esta forma, obtener una asociación $(K_d$ vs. Q) más robusta y significativamente estadística, dado que esta puede ser no lineal.

Finalmente, esta investigación propone una metodología que proporciona órdenes de magnitud experimentales del coeficiente de partición K_d , permitiendo estimar directamente el efecto de la sedimentación en el decaimiento de bacterias coliformes totales y E.coli. Lo anterior, reduce los problemas obtenidos de falta de sentido físico, cuando dicho coeficiente es calibrado directamente en un modelo matemático. Asi mismo, se logró ampliar el conocimiento acerca de cuáles parámetros dentro del modelo acoplado de transporte y decaimiento merece la pena medir con mayor precisión.

BIBLIOGRAFÍA

Arcos, M. D., Ávila, S. L., Estupiñán, S. T., & Gómez, A. C. (2005). Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua. *NOVA*, *3*(4), 69-79.

Beer, T., & Young, P. (1983). Longitudinal dispersion in natural streams. (ASCE, Ed.) *JournalEnvironmental Engineering*, 109(5), 1049-1067.

- Beven, K. E., & Binley, A. (1992). The future of distributed models: calibration y uncertaintyprediction. *Hydrological Processes*(6), 279-298.
- **Bowie, G. L. (1985).** Chapter 8- "Coliform Bacteria". In G. L. Bowie, Rates, Constans, and Kinetics formulations in surface water quality modeling. California, Estados Unidos: Environmental Research Laboratory Office of Research and development.
- Brookes, J. D., Antenucci, J., Hipsey, M., Burch, M., Ashbolt, N., & Ferguson, C. (2004). Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. *Science Direct*, 741-759.
- Camacho, L. A., & Less, M. (1999). Multilinear discrete lag- cascade model for channel routing. Journal of Hidrology, 30-46.
- Camacho, L. A., Rodriguez, E., Gelvez, R., Gonazáles, R., Medina, M., & Torres, J. (2007). Metodología para la caracterización de lla capacidad de autopurificación de ríos de montaña. *I Congreso Internacional Del Agua y El Ambiente*. Bogotá: Universidad Nacional.
- Chapra, S. (1997). Pathogens. In S. C. Chapra, *Surface Water-Quality Modeling* (pp. 503-516). Illinois, United States: Waveland Press, Inc.
- Craig, D., Fallowfield, H., & Cromar, N. (2002). Enumeration of faecal coliforms from recreational coastal sites: evaluation of techniques for the separation of bacteria from sediments. *Journal of Applied Microbiology*, 557-565.
- **Díaz Duque, O. R. (2013).** Metodología para la estimación del coeficiente de partición de bacterias coliformes en cuerpos de agua superficiales. 2013: Universidad de los Andes.
- **Fernández Rendón**, C., & Barrera Escorcia, G. (2013). Comparación de técnicas para la extracción de bacterias coliformes del sedimento del lago de Xochimilco. *Revista Argentina de Microbiología*, 180-184.
- **Gadd, G. (2016).** Pathogens and Particles in wastewater. In G. Gadd, Advances in applied Microbiology (pp. 97-102). United Kingdom: Elsevier Science & technology Books
- Gómez Marín, A., Naranjo Fernández, D., Montoya, O., & Gallego, D. (2009). Efecto de Algunos Componentes del Medio de Cultivo en la Producción de Melanina Bacteriana. *BioTecnología*, 11-23.
- Jamieson, R., Joy, D., Lee, H., Kostaschuk, R., & Gordon, R. (2005). Transport and deposition of sediment-associated Escherichia coli in natural streams. *Water Research*, 2665–2675.
- **Kinnaman, A., Surbeck, C., & Usner, D. (2012).** Coliform Bacteria: The Effect of Sediments on Decay Rates and on Required Detention Times in Stormwater BMPs . *Journal of of Environmental Protection*, 787-797.
- Koji, H., Eisaku, S., Tomijro, K., & Tadayoshi, H. (2014). Numerical Estimation of the Vertical Fecal Coliforms Distribution in Reservoirs. *Hydraulic Engineering Research Division, Water Environment*, 9-19.
- Lees, M. J., Camacho, L. A., & Whitehead, P. (1998). Extension of the QUASAR river water quality model incorporate dead-zone mixing. *Hydrology an Earth System Sciences*(2), 353-365.
- **Luther King , A., James, C., Ubomba-Jaswa, E., & Ndombo , M. (2017)**. MicrobialRemobilisation on Riiverbed Sediment Disturbance in Experimental Flumes and a Human-Impacted River: Implication for Water Resource Management and Public Health in Developing Sub-SaharanAfrican Countries. *International Journal of Environmental Research and Public Health* , 1-18.
- **Medina Nieto, M. P. (2009).** Propuesta metodológica para la estimación de la capacida de nitrificación de los ríos de montaña. Caso de estudio río Teusacá y Río Subachoque. Bogotá: Universidad Nacional.
- **Piorkowski., Jamieson., G, B., & Yost.C. (2014).** Reach specificity in sediment E. coli population turnover and interaction with waterborne populations. *Science of The Total Environment*, 402-413. **Sánchez Cárdenas N. (2018).** Estimación del coeficiente de partición y modelación de organismos indicadores de patógenos en ríos. *Tesis de Maestría Universidad de los Andes*, Bogotá
- Thomann, R. V., & Mueller, J. A. (1987). Principles of surface water quality modeling and control. Michigan: Harper & Row.

Torres Matallana, J., & Camacho , L. (2008). Metodología para determinar el decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña. *XXIII Congreso latino Americano de Hidráulica Cartagena de Indias Colombia*. Cartagena.

Torres Matallana, J. A. (2009). Estudio de los procesos de transporte y decaimiento de organismos patógenos en ríos de montaña colombianos- Río Teusacá, Río Subachoque. Bogotá: Universidad Nacional.

Wagener, T., Lees, M., & Wheater, H. (2000). *Monte-Carlo Analysis toolbox*. Londres: Imperial College of Science Technology and Medicine.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

ESCALAS DE TIEMPO DE TRANSPORTE EN UN EMBALSE ESTRATIFICADO CON MÚLTIPLES BRAZOS

Agustín Moreno¹, Mauricio Toro²

¹ Magíster en Ingeniería, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Colombia. Coordinador Estudios y Diseños Hidrología, Hidráulica y Sedimentos SEDIC S.A. aamorenotovar@gmail.com

² Profesor Titular Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Colombia, fintoro@unal.edu.co

RESUMEN:

Se investigó el comportamiento del tiempo de renovación, del tiempo de residencia y del tiempo de retención del agua en el embalse Riogrande II, utilizando el modelo hidrodinámico ELCOM calibrado y validado. Los resultados mostraron que estos tiempos varían principalmente por el régimen de extracción para generación hidroeléctrica, y que además, la renovación del agua en el epilimnio es producto especialmente del funcionamiento del vertedero control de excesos, asociado esto a la inhibición de la mezcla vertical producto de la estratificación permanente del embalse, que no permite que el agua de esta zona salga por las otras estructuras de extracción de agua.

ABSTRACT:

The behavior of the flushing time, the residence time and the retention time in the Riogrande II reservoir was investigated, using the hydrodynamic model ELCOM. The simulations showed that the variation of transport time scales are associated mainly to extraction regime for hydroelectric generation. Also, the water renewal in the epilimnion is related especially with the spillway operation, and, with the vertical mixing inhibition produced by the permanent stratification of the reservoir, which does not allow water from this zone to flow through the other water extraction structures.

PALABRAS CLAVES: Tiempo de residencia, tiempo de retención, renovación del agua, escalas de transporte, embalse estratificado

INTRODUCCIÓN

La interacción entre la hidrodinámica (estratificación térmica, corrientes de densidad, ondas internas, convección, sedimentación y resuspensión, extracción selectiva, entre otros aspectos), la química (reacciones de oxidación y reducción, estratificación química, pH, solubilidad) y la biología (comportamiento del fitoplancton, zooplancton, bacterias, peces, plantas acuáticas), guía el comportamiento biogeoquímico de un ecosistema acuático, dado que juega un papel primordial en la distribución espacial y temporal tanto de las partículas suspendidas como de las sustancias disueltas (como los nutrientes) en lagos y embalses (Bruce et al., 2006; E. G. Chung, Bombardelli, & Schladow, 2009; Merino-Ibarra et al., 2008; F. Rueda, Moreno-Ostos, & Armengol, 2006; Sheng, Chen, & Schofield, 1998).

Dicha interacción es dinámica, y depende en gran medida de la magnitud, la frecuencia y la variabilidad espacial y temporal de los flujos de masa y energía presentes en el cuerpo de agua, los cuales son el resultado conjunto de fenómenos exógenos de forzamiento y de características propias de los sistemas como la morfometría (Westernhagen, 2010). En el caso de los embalses, también influye la posición, características y operación de las estructuras de captación (Tundisi & Matsumura-Tundisi, 2011).

En un embalse los procesos de mezcla resultan principalmente de la perturbación ocasionada por tres elementos; 1) la energía de mezcla resultante del ingreso de los afluentes, 2) la energía de mezcla producida por las estructuras de captación o descarga, y 3) la transferencia de energía a través de la interfaz aire-agua debida al viento y otras condiciones meteorológicas (J. Martin, Higgins, Edinger, & Gordon, 2007; J. L. Martin & McCutcheon, 1999), donde su importancia relativa depende de la morfometría del embalse, la magnitud y régimen de las afluencias y del clima.

La importancia relativa de los procesos de mezcla varía de forma importante en el eje longitudinal de un embalse y en su profundidad, comportamiento que ha sido ilustrado a través de la descripción de tres zonas características en un embalse, la zona riberina, de transición y la lacustre (Thornton, Kimmel, & Payne, 1990), siendo su comportamiento fuertemente guiado por la dinámica de ingreso de los afluentes al cuerpo de agua (J. L. Martin & McCutcheon, 1999).

Una descripción de primer orden de los procesos de mezcla y transporte es expresada como "tiempo de residencia" o "tiempo de retención", el cual es una medida de la retención de una masa de agua dentro de unas fronteras definidas.

Este tiempo de retención ha sido empleado para comprender diversos elementos como dinámica de poblaciones y propiedades químicas en cuerpos de agua, sin embargo, en su cuantificación, diferentes definiciones de las escalas de tiempo de transporte han sido empleadas con diferencias significativas (tiempo de retención hidráulico, tiempo de residencia, tiempo de recambio, edad del agua, tiempo de tránsito) (Monsen, Cloern, Lucas, & Monismith, 2002; Morillo, 2008), por ello la importancia de su adecuada estimación, con el fin de apoyar, por ejemplo, el establecimiento de políticas de manejo apropiadas en cuerpos de agua como los embalses.

ZONA DE ESTUDIO

El embalse Riogrande II está localizado en el ramal septentrional central de la cordillera de los Andes, al noroccidente de la ciudad de Medellín (Colombia), aproximadamente en las coordenadas 75° 30' W y 6° 30' N (Figura 1), y es propiedad de Empresas Públicas de Medellín.

El embalse tiene un volumen total hasta la cota de vertedero (2270 msnm) de 240 millones de metros cúbicos, recibe aportes principalmente de los ríos Grande (caudal medio de 29 m³/s) y

Chico (caudal medio de 4.7 m³/s), y es empleado en la generación hidroeléctrica (mediante dos centrales, Tasajera y Niquía, con capacidades instaladas de 306 MW y 21 MW respectivamente) y para el abastecimiento del sistema de acueducto de diferentes municipios dentro del Valle de Aburrá (surte alrededor de 4.5 millones de habitantes, a partir de un caudal máximo captado de 6 m³/s que es tratado en la planta de potabilización Manantiales) (Empresas Públicas de Medellín, 2005).

El vertedero de control de excesos se ubica en la zona izquierda de la presa, es de flujo no controlado (canal abierto sin compuertas), tiene 40 m de ancho en el azud, 367 m de longitud, y una una capacidad de 2040 m³/s. La descarga de fondo se ubica a la derecha y aguas arriba de la presa, consta de una tubería controlada mediante válvula, de 3.50 m de diámetro y 896 m de longitud, con capacidad de evacuar 53 m³/s (Empresas Públicas de Medellín, 2008), y se ubica en una acota aproximada de 2230 m.s.n.m.

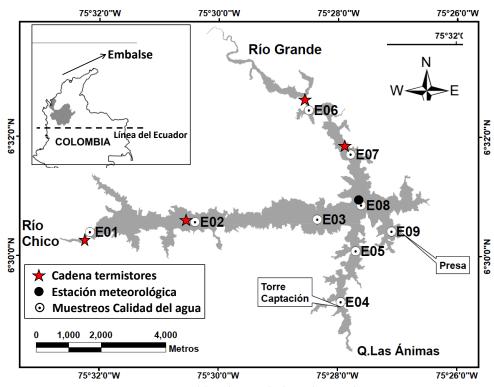


Figura 1.- Ubicación embalse Riogrande II

MÉTODOS

Se realizaron diversas campañas de muestreo donde se tomaron perfiles de temperatura del agua, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, transmisión de la luz, pH y turbiedad mediante un perfilador tipo CTD Seabird 25. Se muestreó también de forma continua la temperatura del agua en los ingresos de los ríos Grande y Chico, y en el embalse en dos sitios en su zona limnética, mediante el uso de cadenas dotadas de termistores HOBO pro v2 con una frecuencia de 15 minutos, y se monitorearon diversas variables meteorológicas con una frecuencia de 30 minutos utilizando una estación Davis Vantage Pro2. Los datos de caudales de ingreso, niveles del agua en torre de captación, y caudales efluentes, fueron suministrados por Empresas Públicas de Medellín.

Una alternativa apropiada para estimar los patrones de flujo de los afluentes al interior de un embalse es el uso de modelos hidrodinámicos y de transporte (Rueda, Fleenor, & de Vicente, 2007). En este caso se empleó el modelo hidrodinámico tridimensional para lagos y embalses "Estuary, Lake and Coastal Ocean Model" -ELCOM (versión 2.2), desarrollado por el Centre for Water Research (CWR) de la Universidad de Australia Occidental.

El modelo predice la variación de los campos de velocidad y temperatura del agua en el espacio y en el tiempo, así como los niveles del agua y de la salinidad, empleando la solución de las ecuaciones de transporte de Reynolds o ecuaciones de Navier-Stokes promediadas para estado no estacionario, y una ecuación de transporte de escalares que emplea la aproximación de Boussinesq (L. Montoya, 2010), bajo una condición hidrostática. Mayores detalles del modelo pueden consultarse en Hodges y Dalimore (2012) y B. R. Hodges, Imberger, Saggio, y Winters (2000).

En el presente estudio se empleó una malla horizontal regular con resolución 40 m x 40 m, en conjunto con 87 capas en la vertical (de 0.43 m de espesor en las primeras 43 capas, variando hasta 0.50 m de espesor en las siguientes 25 capas, y hasta 2 m de espesor en las siguientes 19 capas), con las cuales se refinó verticalmente en las zonas donde se estimó se ubicaría la capa superficial mezclada y el metalimnio, al igual que a la altura de las compuertas de captación superiores e inferiores.

El paso de tiempo empleado fue de 30 segundos, con lo cual se aseguró el mantener valores bajos del criterio de estabilidad de Courant-Friedrichs-Lewy (CFL) tanto en la malla horizontal como en la vertical, esto especialmente importante en un cuerpo de agua estratificado como lo es Riogrande II, por los fuertes gradientes verticales que se tienen en la densidad del agua.

Se empleó la definición de tiempo de residencia promedio de un trazador en un dominio ω propuesta por Takeoka (1984) (Ecuación 1) donde M(t) es la masa remanente de trazador en un tiempo t, y M_0 la masa de trazador finito contenida en ω en un tiempo inicial $t=t_0$.

La fracción r(t) (Ecuación 2) denominada función remanente, que físicamente representa la fracción de masa de trazador cuyo tiempo de residencia es mayor o igual a t (Camacho & Martin, 2013). M(t) puede calcularse numéricamente con base en la concentración de trazador empleando la Ecuación (3), siendo C(x,t) la concentración de trazador en un diferencial de volumen dV, en un tiempo t y en una posición x en el sistema.

$$\overline{\theta} = \int_{t_0}^{\infty} \frac{M(t)}{M_0} dt$$
 [1]

$$r(t) = M(t)/M_0$$
 [2]

$$M(t) = \int_{\omega} C(x, t) dV$$
 [3]

La solución de las integrales anteriores requiere en aplicaciones prácticas definir un umbral para la masa residual o remanente, ya que de lo contrario M(t) = 0 solo para un $t = \infty$. Diversos umbrales han sido definidos para el cálculo del tiempo de residencia empleando experimentos con trazadores numéricos, en este estudio se empleó un valor del 37% de M_0 para la caracterización del tiempo de renovación (T_F) (Gómez, Bárcena, Juanes, Ondiviela, & Sámano, 2014; F. Rueda et al., 2006), y del 5% de M_0 para aproximar el tiempo de residencia (Camacho y Martin, 2013).

Adicionalmente se estimó la edad del agua (o tiempo de retención) tratando dicha variable como un trazador, con el fin de estimar su comportamiento espacial a través de un dominio. Para ello se empleó el ELCOM simulando períodos de tiempo mayores al tiempo de residencia hidráulico teórico del embalse (72.8 días; Estrada, 2006).

RESULTADOS

Las simulaciones hidrodinámicas empleando el modelo ELCOM (calibrado y validado), mostraron que, para las condiciones hidrológicas y operativas presentes en el embalse Riogrande II en el período 27/10/2011 a 18/10/2012 (345 días, Figura 2), el tiempo de renovación del embalse es

del orden de 63.5 días (umbral de la función remanente del 37%), mientras que el tiempo de residencia se estimó en 262 días (umbral del 5%, Figura 3, comportamiento de la función remanente en 354 días, siendo el día cero el empleado para liberar el trazador), valor distante de los 72.8 días estimado con la relación básica Q/V (Q caudal afluente constante para el volumen V del cuerpo de agua, Estrada, 2006).

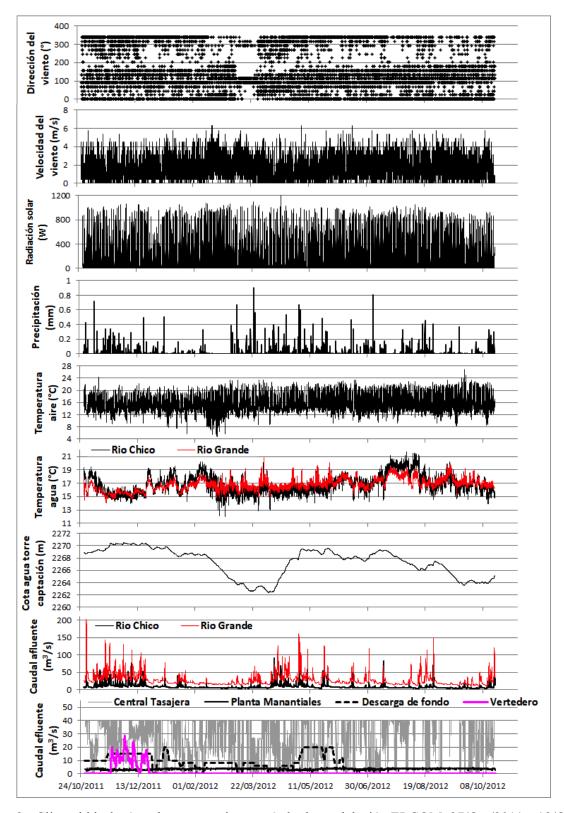


Figura 2.- Clima, hidrología y datos operativos período de modelación ELCOM, 27/Oct/2011 a 18/Oct/2012

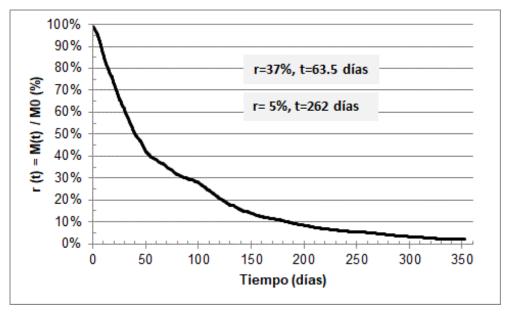


Figura 3.- Función remanente embalse Riogrande II período 21/10/2011 a 18/10/2012

En el período en donde se construyó la función remanente, se encontró que las extracciones realizadas para generación hidroeléctrica fueron las que más contribuyeron a la variación de la masa de agua en el embalse (Figura 4). Se resalta el papel del vertedero de excesos, ya que se consideró su contribución es importante en magnitud, siendo que su funcionamiento se dio el 9.5% del tiempo simulado, mientras que la descarga de fondo lo hizo el 65% del tiempo, y ambos extrajeron cantidades de masa comparables.

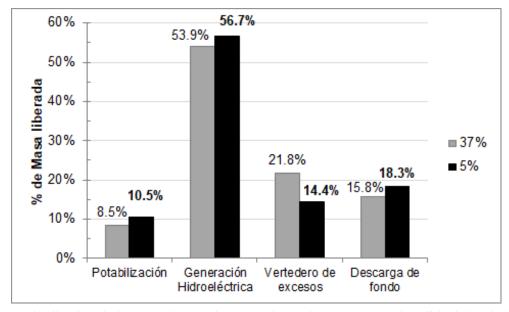


Figura 4.- Distribución de la masa de trazador extraída por las estructuras de salida del embalse, en el período de construcción de la función remanente, para los umbrales de masa remanente del 37% y 5%

Lo anterior se explica en la naturaleza encañonada del embalse, donde volúmenes importantes se almacenan en las cotas altas utilizando profundidades bajas, así, el epilimnio, que para Riogrande II ocupa profundidades entre los 4 m y 6 m de profundidad, conforma una porción importante del volumen total en el tiempo cero de simulación, que por la inhibición a la mezcla vertical que ocasiona la estratificación térmica, sale del embalse preferencialmente por el vertedero de control de excesos, y no por las restantes estructuras de captación o descarga, que por lo general se encuentran por debajo del epilimnio.

La distribución espacial del tiempo de retención (Figura 5) permitió observar, que las zonas del embalse donde dicho valor es menor (alta renovación) se asocian al dominio de las corrientes de densidad (intrusivas y de fondo). Las corrientes de densidad de fondo que se presentaron en el período simulado, no ocuparon la totalidad de la parte inferior de la columna de agua en el brazo del río Grande, ni tampoco en el brazo del río Chico, lo anterior, sumado a las profundidades que ocupan con mayor regularidad las corrientes intrusivas, generaron zonas con altos tiempos de retención en el fondo del brazo del río Chico hacia la confluencia con el río Grande (Figura 5 c y e), sobre el lecho del brazo del río Grande igualmente hacia la anterior confluencia, y en la totalidad del fondo en el brazo de la quebrada Las Ánimas, por debajo del nivel de las compuertas inferiores de la torre de captación (Figura 5 d y f).

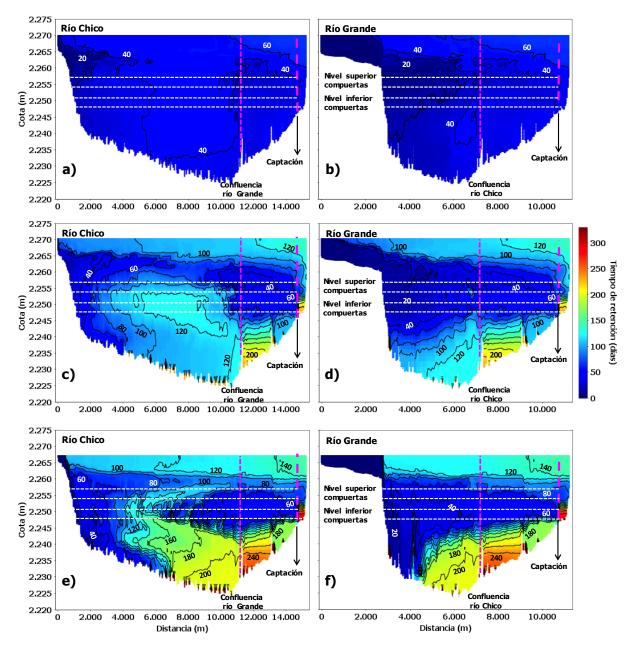


Figura 5.- Distribución espacial del tiempo de retención del agua transectos brazos río Chico, río Grande y quebrada Las Ánimas, (a-b) en el tiempo de renovación día 63.5, (c-d) en el tiempo de residencia medio día 262, (e-f) hacia el final de la simulación día 330 (líneas punteadas horizontales blancas corresponden a los dos niveles de compuertas en torre de captación).

Lo mencionado en los anteriores párrafos, hace que se presenten tiempos de retención de importancia en la capa superficial mezclada, del orden de la mitad de los mayores valores estimados en el fondo del embalse, hacia el mayor tiempo de simulación valorado (Figura 5 e y f).

Hacia el tiempo medio de residencia del embalse (262 días), y para tiempos mayores (hasta el mayor tiempo simulado), en el transecto río Grande – quebrada Las Ánimas, en el sector de la torre de captación (Figura 5 d y f), se observan en el nivel de las compuertas inferiores tiempos de retención del orden de los 60 días, situación que se mantiene aún transcurridos los 68 días existentes entre los 262 días y los 330 días de simulación, evidenciando dicho tiempo de retención como un valor medio para el agua que se extrae del embalse por la torre de captación para generación hidroeléctrica, y para potabilización si se emplea la compuerta inferior que se dirige a la planta Manantiales.

Las simulaciones muestran también, que, por la compuerta superior de la torre de captación y para el período valorado, el agua que se extrae exclusivamente para potabilización tiende a tener un tiempo de retención mayor (del orden de 20 días el período simulado, Figura 5 d y f) al del agua captada por las compuertas del nivel inferior.

CONCLUSIONES

Las estimaciones realizadas muestran que, no es apropiado calcular el tiempo de residencia del agua en embalses encañonados y permanentemente estratificados como Riogrande II, a partir de aproximaciones generales como las que emplean la simple relación entre un caudal medio constante en alguna escala de tiempo con el volumen del embalse, cuando estos poseen patrones de circulación complejos, dados como en este caso, por su carácter estratificado, al igual que por su naturaleza ramificada, por el modo de ingreso de los afluentes al cuerpo de agua (corrientes de densidad intrusivas y de fondo), y por el efecto que sobre la circulación poseen las estructuras de descarga del embalse.

El cambio de masa al interior de Riogrande II, y por ende de sus escalas de transporte como el tiempo de residencia y la edad del agua, es determinada mayoritariamente por el régimen de extracción para la generación hidroeléctrica, y se ve impactada de forma importante en las temporadas donde se presentan descargas por el vertedero de excesos, ya que la inhibición en la mezcla vertical producto de la estratificación, hace que se presente baja renovación del agua en el epilimnio del embalse (altos tiempos de retención), siendo evacuado el volumen contenido en esta porción superior de la columna de agua principalmente por la estructura de vertimiento.

A pesar de ser un embalse permanentemente estratificado, la porción media de la columna de agua presenta tasas importantes de renovación, asociadas a las zonas de influencia de las corrientes intrusivas, mientras que hacia el fondo la renovación se apreció, pero no en todo el embalse, estando esta limitada a las zonas de tránsito de las corrientes de densidad de fondo, que se dan principalmente en la cercanía de los puntos de ingreso de los ríos al cuerpo de agua

En el caso del río Chico, las observaciones realizadas en campo junto con las simulaciones numéricas mostraron que las corrientes de densidad cuando son intrusivas lo hacen en capas delgadas del orden de 5 m de espesor o menos, y al igual que cuando lo hacen como corrientes de fondo, se tornan difusivas y colapsan, por lo que no afectan la totalidad del brazo del río Chico, contrario a lo que sucede con el río Grande, donde las corrientes intrusivas llegan hasta la estructura de captación copando totalmente la zona media de los brazos del río Grande y de la quebrada Las Ánimas, producto esto de la alta magnitud de los caudales que ingresan por el río Grande, frente a lo aportado por los otros afluentes al embalse.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Empresas Públicas de Medellín (EPM) por el suministro de la información base y por cofinanciar el proyecto de investigación "Embalses EPM", y a los grupos de investigación PARH de la Universidad Nacional de Colombia, GAIA, GDCON y Limnobase de la Universidad de Antioquia, participantes e igualmente cofinanciadores del proyecto. Se agradece igualmente al Centre for Water Research (CWR), Wester Australia University, por facilitar el modelo ELCOM.

REFERENCIAS

- **Camacho, R. A., & Martin, J. L.** (2013). "Hydrodynamic Modeling of First-Order Transport Timescales in the St. Louis Bay Estuary, Mississippi". *Journal of Environmental Engineering*, 139(3), 317-331.
- Chung, E. G., Bombardelli, F. A., & Schladow, S. G. (2009). Modeling linkages between sediment resuspension and water quality in a shallow, eutrophic, wind-exposed lake. *Ecological Modelling*, 220(9), 1251-1265. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.01.038
- Bruce, L. C., Hamilton, D., Imberger, J., Gal, G., Gophen, M., Zohary, T., & Hambright, K. D. (2006). A numerical simulation of the role of zooplankton in C, N and P cycling in Lake Kinneret, Israel. *Ecological Modelling*, 193(3), 412-436. doi:https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.09.008
- **Empresas Públicas de Medellín.** (2008). *Ingeniería de presas en empresas públicas de Medellín*. Medellín: Gerencia Generación Energía, Área Hidrometría e Instrumentación.
- Empresas Públicas de Medellín. (2005). Revista hidrometeorológica (E. P. d. Medellín Ed. Vol. 1).
- **Estrada, A.** (2006). "Variación de la estructura y la distribución del zooplancton en función de gradientes longitudinales abióticos y bióticos en el embalse Riogrande II (Antioquia)", Colombia. Tesis Doctorado, Universidad de Antioquia.
- Gómez, A. G., Bárcena, J. F., Juanes, J. A., Ondiviela, B., & Sámano, M. L. (2014). "Transport time scales as physical descriptors to characterize heavily modified water bodies near ports in coastal zones". *Journal of Environmental Management*, 136, 76-84.
- Hodges, B., & Dallimore, C. (2012). Estuary, Lake and Coastal Ocean Model: ELCOM, v2.2 User Manual.
- Hodges, B. R., Imberger, J., Saggio, A., & Winters, K. B. (2000). Modeling basin-scale internal waves in a stratified lake. *Limnology and Oceanography*, 45(7), 1603-1620. doi:10.4319/lo.2000.45.7.1603
- Martin, J., Higgins, J., Edinger, J., & Gordon, J. (2007). Energy Production and Reservoir Water Quality (J. Martin Ed.).
- Martin, J. L., & McCutcheon, S. C. (1999). Hydrodynamics and transport for water quality modeling. Boca Raton, Fla.: Lewis.
- Merino-Ibarra, M., Monroy-Ríos, E., Vilaclara, G., Castillo, F. S., Gallegos, M. E., & Ramírez-Zierold, J. (2008). Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir. *Aquatic Ecology*, 42(3), 335-345. doi:10.1007/s10452-007-9111-5
- Monsen, N. E., Cloern, J. E., Lucas, L. V., & Monismith, S. G. (2002). A comment on the use of flushing time, residence time, and age as transport time scales. *Limnology and Oceanography*, 47(5), 1545-1553. doi:10.4319/lo.2002.47.5.1545
- **Montoya, L.** (2010). Dinámica oceanográfica del golfo de Urabá y su relación con los patrones de dispersión de contaminantes y sedimentos. (PhD), Universidad Nacional de Colombia.
- **Morillo, S.** (2008). Engineering solutions to water quality problemes in lakes. (PhD), University of Western Australia.
- **Rueda**, F. J., Fleenor, W. E., & de Vicente, I. (2007). "Pathways of river nutrients towards the euphotic zone in a deep-reservoir of small size: Uncertainty analysis". *Ecological Modelling*, 202(3–4), 345-361.
- Rueda, F., Moreno-Ostos, E., & Armengol, J. (2006). "The residence time of river water in reservoirs". *Ecological Modelling*, 191(2), 260-274.

Sheng, Y. P., Chen, X., & Schofield, S. (1998). Hydrodynamic vs. Non-Hydrodynamic Influences on Phosphorus Dynamics During Episodic Events. In J. Imberger (Ed.), *Physical Processes in Lakes and Oceans* (pp. 613-622): American Geophysical Union.

Takeoka, **H**. (1984). "Fundamental concepts of exchange and transport time scales in a coastal sea". *Continental Shelf Research*, 3 (3), 311-326.

Thornton, K. W., Kimmel, B. L., & Payne, F. E. (1990). *Reservoir limnology: ecological perspectives*. New York:: Wiley.

Tundisi, J. G., & Matsumura-Tundisi, T. (2011). Limnology. [S.l.]: CRC PRESS.

Westernhagen, N. v. (2010). Measurements and modelling of eutrophication processes in Lake Rotoiti, New Zealand. (PhD), The University of Waikato.

IAHR AIIH

XXVIII CONGRESO LATINOAMERICANO DE HIDRÁULICA BUENOS AIRES, ARGENTINA, SEPTIEMBRE DE 2018

ENERGÍA GEOTÉRMICA: APROVECHAMIENTO DE POZOS PROFUNDOS SURGENTES

José M. Casado, M. Fernanda Lopolito y Oscar A. Coriale

Instituto Nacional del Agua (INA). Dirección de Servicios Hidrológicos (DSH). Aut. Ezeiza Cañuelas, tramo J. Newbery km 1,620. Ezeiza. Buenos Aires, Argentina. jcasado@ina.gob.ar; mflopolito@ina.gob.ar; ocoriale@ina.gob.ar

RESUMEN:

La energía geotérmica se obtiene por aprovechamiento de calor del interior de la tierra; pudiendo ser clasificada en baja, media o alta entalpía (Dickson y Fanelli, 2003).

La cuenca bahiense es una de las más importantes de Argentina por la presencia de aguas termales surgentes, con temperaturas entre 55 y 72 °C.

La Base Naval Infantería de Marina "Baterías" (BNIM), se ubica en el partido Coronel de Marina Leonardo Rosales, costa sudoeste de la Provincia de Buenos Aires.

Su principal fuente de agua proviene de perforaciones al acuífero artesiano denominado Sistema Hidrotermal Profundo de Bahía Blanca (SHP).

En el marco de las actividades realizadas para readecuación y optimización del sistema de abastecimiento de agua potable y usos complementarios, se investigó el aprovechamiento de la energía geotérmica en el campo de la energía no convencional.

El estudio propone un balance costo-beneficio de las obras realizadas, y costos asociados al consumo para la calefacción de instalaciones de entrenamiento.

ABSTRACT:

Geothermal energy is obtained by the earth heat use and exploitation. It can be classified as low, medium or high enthalpy (Dickson and Fanelli, 2003).

The Bahia basin is one of the most important in Argentina due the presence of hot springs, with temperatures between 55 and 72 $^{\circ}$ C.

The Marine Infantry Naval Base named "Batteries" (BNIM –from Spanish, Base Naval de Infantería de Marina) is located in the "Coronel de Marina Leonardo Rosales" district, at southwestern coast of Buenos Aires Province.

The main water source of BNIM comes from the artesian aquifer named Deep Hydrothermal System of Bahía Blanca (SHP- from Spanish, Sistema Hidrotermal Profundo de Bahía Blanca).

Within the framework of the activities carried out for adequacy and optimization of the drinking water supply system, the use of geothermal energy in the field of non-conventional energy was investigated.

The study proposes a cost-benefit balance of the works, and consumption costs for the heating of training facilities.

PALABRAS CLAVES: energía geotérmica; eficiencia energética; pozos surgentes

INTRODUCCIÓN

La energía geotérmica de aporte energético constante es aquella que se puede obtener del aprovechamiento del calor interior de la Tierra, pudiendo ser clasificada en baja, media o alta entalpía (Dickson y Fanelli, 2003).

Los recursos geotérmicos de baja entalpía pueden utilizarse para producción de agua caliente en viviendas, oficina, industria, comercio y climatización de edificios, entre otras aplicaciones.

La cuenca bahiense de aproximadamente 10.000 km², es muy importante por la presencia de aguas termales surgentes, con temperatura en el rango de 55 a 72 °C, extensión aproximada de 2.000 km² y espesor de 300 a 400 m (Coriale, et al, 2014).

La Base Naval de Infantería de Marina (BNIM) cuenta con un pozo profundo surgente, denominado "Surgente 2", de 1.274 m de profundidad, con un caudal de surgencia de 60 m³/h y temperatura de 68 °C, como fuente de abastecimiento de agua para usos múltiples (INA-DSH, 2009).

OBJETIVOS

- Desarrollar un proyecto para el aprovechamiento de la energía no convencional geotérmica de los pozos surgentes mediante la implementación de un sistema de calefacción y abastecimiento del natatorio cubierto de la BNIM.
- Poner en evidencia la importancia del acuífero Bahía Blanca en función de sus condiciones energéticas y de surgencia, a través de un cálculo económico donde se analiza la inversión de cada obra en función de su costo beneficio.

METODOLOGÍA DE TRABAJO

Se realizó la recopilación de antecedentes e inspección de las condiciones del pozo "Surgente 2" y obras complementarias, para definir una estrategia de readecuación de las instalaciones.

La información básica recopilada incluyó los siguientes ítems:

- Características topográficas de la zona, principalmente sobre la base de cartografía e imágenes satelitales.
- Cartografía y planos básicos de la infraestructura existente.
- Caracterización de la fuente, información histórica sobre calidad, temperatura, caudal y presión.
- Ubicación y características del sistema de abastecimiento, almacenamiento y distribución (tanques, cisternas, sistemas de bombeo, etc.) y de las interferencias naturales y artificiales en la traza del proyecto.

Investigación y desarrollo en energías no convencionales

El proyecto se enfocó en la aplicación de metodologías de aprovechamiento eficiente de la energía geotérmica de los pozos surgentes. Para ello, se realizó el diseño y puesta en marcha del sistema de calefacción y abastecimiento del natatorio cubierto de la Base de Infantería.

Se realizó el análisis de la oferta de agua del surgente midiendo parámetros hidráulicos característicos en campo (caudal, presión) y temperatura para estimar su capacidad calorífica.

Las determinaciones analíticas que se realizaron en laboratorio permitieron evaluar su calidad fisicoquímica y microbiológica, resultando no potable por exceso de fluoruros.

La Tabla 1 presenta las características del pozo "Surgente 2":

Tabla 1.- Características del pozo "Surgente 2"

Profundidad	1.274 m
Caudal de surgencia	$60 \text{ m}^3/\text{h}$
Presión de surgencia	11 mca
Temperatura de surgencia	68 °C

Al momento de la realización del estudio, el agua proveniente del "Surgente 2" se utilizaba para diversos usos, entre los que se menciona en particular el abastecimiento del natatorio durante sólo 4 horas diarias, lo que no permitía mantener la temperatura para el uso previsto.

Descripción de las instalaciones y obras desarrolladas

La Figura 1 muestra la instalación, compuesta por un recinto cubierto de 3.000 m², con pileta de aproximadamente 1.000 m².



Figura 1.- Sitio de emplazamiento del natatorio

El proyecto consistió en abastecer el natatorio en forma continua y aprovechar la temperatura de surgencia (68 °C) para calefaccionar el recinto. Para ello se instaló una conducción en cañería de acero desde el surgente al natatorio (500 m.) y en el interior del mismo (150 m).

Las Figuras 2 a 5 presentan diferentes instancias de montaje de las instalaciones en campo y en el recinto del natatorio.



Figura 2.- Montaje en campo



Figura 3.- Tendido de cañerías en el terreno



Figura 4.- Instalación de juntas de dilatación en el natatorio



Figura 5.- Instalación del sistema de distribución de agua en el natatorio

Se destaca que el agua proveniente del surgente atraviesa un sistema de enfriamiento al aire libre que reduce la temperatura del agua a 52 °C en promedio anual. Respecto del antiguo sistema de calefacción del natatorio, se utilizaban equipos a gas natural, actualmente en desuso.

En el circuito propuesto, el agua circula en forma continua por el perímetro interno del natatorio manteniendo la temperatura del agua constante durante todo el día, lo cual fue ensayado y verificado para garantizar la eficiencia energética prevista.

Balance Energético

El balance de energía considera como principales factores los siguientes: área y volumen del recinto, orientación del mismo; superficie y temperatura del agua de la pileta y de ingreso al sistema; longitud, diámetro y material de la cañería instalada y coeficientes (calor de vaporización, coeficiente de orientación, coeficiente de renovación de aire, coeficiente de transmisión en cañería de acero, etc.).

El balance plantea las siguientes hipótesis:

- Cálculo del flujo calórico aportado al recinto únicamente por el agua en la pileta, con temperatura constante de 25 °C.
- Cálculo del caudal calórico aportado por radiación de la cañería instalada.
- Pérdida de calor en el recinto en función de la diferencia de temperatura con el medio exterior.

Se pretende obtener como resultado la diferencia de temperatura entre el exterior y el recinto que genere una pérdida de calor dentro del mismo igual a los aportes de calor generados por la masa liquida y por la cañería instalada. Este cálculo determina cual es la mínima temperatura exterior para la cual el sistema queda equilibrado a la temperatura interna que se proponga alcanzar.

Se presenta el siguiente balance:

$$Q$$
 cañería + Q pileta $(25 \, {}^{\circ}C) - Q$ pérdida estructura = 0 [1]

Donde:

O cañería = Calor en la cañería (kcal/h)

 Q_{pileta} (25°C) = Calor de evaporación del agua de la pileta (kcal/h)

Q perdida estructura = Pérdida de calor por la estructura del recinto (kcal/h)

Q cañería

Se consideran las características físicas de la cañería, longitud, perímetro y material; condiciones asociadas a la difusión de calor, coeficiente total de transmisión de la cañería (acero) y diferencia de temperatura entre el flujo interno y la temperatura ambiente.

Se adoptaron los siguientes valores:

- Material: Acero
- Perímetro: Cañería de 4" y 7"
- Longitud: 30 m de cañería de 4" y 120 m de cañería de 7"
- Temperatura del agua en el interior de la cañería: 68 °C
- Temperatura ambiente a diferentes condiciones: 18 °C; 20 °C; 22 °C y 24 °C
- Coeficiente total de transmisión de la cañería: 39.

Q pileta

Para estimar el calor debido a la evaporación del agua de la pileta se aplicó la fórmula de Bernier (Noguera, 2011):

$$Qe = S \times (16 + 133 n) \times (We - Ga \times Was) \times Cvap$$
 [2]

Donde:

C_{vap} = calor de vaporización del agua = 677,8 Wh/kg a 25 °C

 $S = \text{superficie de la pileta } (m^2) = 1.000 \text{ m}^2$

 W_e = humedad absoluta del aire saturado a T_{agua} (kg_{agua}/kg_{aire}) a 25 °C = 0,0200 kg_{agua}/kg_{aire}

 W_{as} = humedad absoluta del aire saturado a $T_{aire interior}$ (kg_{agua}/kg_{aire}) = 0,0225 kg_{agua}/kg_{aire}

Ga = grado de saturación = 65%

Es necesario mencionar que la fórmula de Bernier considera para el cálculo el número de nadadores por m² de superficie de lámina de agua (n), sin embargo en este caso no se considera este parámetro, siendo ésta una situación conservadora en cuanto a la cantidad de calor debido a la evaporación de la pileta.

Según este cálculo, el calor debido a la evaporación de la pileta es del orden de 50.000 kcal/h.

Q perdida por la estructura

Este valor se obtuvo indirectamente con las ecuaciones de cálculo que verifican la condición de equilibrio térmico, es decir, el delta de temperatura entre el exterior y el interior del natatorio.

El cálculo del flujo de pérdida de calor por la estructura del recinto tiene en cuenta las características geométricas del natatorio (área, volumen, material y espesores de los muros externos), coeficientes que dependen de la orientación geográfica de las áreas consideradas, y un porcentaje de renovación de aire debido a la apertura y cierre de aberturas del recinto.

Se adoptaron los siguientes valores:

- Área efectiva = 4.206 m²
- Volumen: 12.015 m3
- Espesor de los muros: 0,30 m
- Orientaciones del recinto: NE, SE y NO
- Temperatura ambiente a 18 °C; 20 °C; 22 °C y 24 °C
- Coeficiente de renovación: 0,313

La Tabla 2 presenta los resultados del balance de los caudales calóricos y el delta de temperatura que equilibra el sistema, considerando temperaturas en el interior del recinto entre 18°C y 24 °C, respectivamente.

Los valores obtenidos varían en el rango 11,10 - 9,75 °C, por lo que puede concluirse que el sistema resulta eficiente con temperaturas exteriores iguales o superiores a los 9 °C.

Tabla 2.- Balance de flujo calórico

Temperatura del natatorio (°C)	Caudal por cañería (Kcal/h)	Caudal por pileta (Kcal/h a 25 °C)	Temperatura de equilibrio (°C)
18	149.378,9	50.000	11,10
20	143.403,8	50.000	10,70
22	137.428,6	50.000	10,40
24	131.453,4	50.000	9,75

Considerando un promedio estadístico medio mensual de los últimos 10 años de temperaturas en la Base Naval entre 7AM y 19PM, el sistema resulta eficiente para todos los meses del año.

La Figura 6 presenta los datos de temperatura registrados en los últimos 10 años (Pronóstico de viento y tiempo).

MESES	Tº MEDIAS ºC			
ENERO	27	PUNTA ALTA Tº MEDIAS MENSUALES EN ºC SERIE DATOS MAYO 2006/ ABRIL 2015		
FEBRERO	25			
MARZO	22	30		
ABRIL	18	25		
MAYO	13	20		
JUNIO	11			
JULIO	10	15		
AGOSTO	12	10 → Tº MEDIAS ºC		
SEPTIEMBRE	15	5		
OCTUBRE	18			
NOVIEMBRE	22			
DICIEMBRE	25	the children the contract of the state of the children of the		
AÑO	18	Estate of Four dec		

Figura 6.- Temperaturas medias registradas en el período mayo 2006 - abril 2015

Análisis técnico económico de la obra

El análisis técnico económico surge a partir de la realización de balances: por un lado los costos de obra, y por otro, el ahorro de energía generados por la implementación de la obra.

Los puntos a considerar en el análisis son los siguientes:

Costo de la obra

La obra se realizó en un plazo de dos meses, con costo total de \$500.000, incluyendo la provisión de materiales y mano de obra.

Ahorro de energía por bombeo

El bombeo se realizaba durante 4 horas diarias para el llenado del natatorio en forma directa con bomba centrifuga horizontal de 110 m³/h, siendo el consumo horario estimado de 17 kW/h (24.982 kW/año).

El costo anual de consumo eléctrico del sistema asume un valor aproximado de 34.473 \$/año.

Ahorro de energía por aprovechamiento del recurso geotermal

En caso de calefaccionar el recinto con un equipo, el mismo debería tener una capacidad calórica igual a la del sistema instalado, que se equilibra con 400.000 kcal/h.

Los resultados obtenidos indican que el valor económico del ahorro energético en la instalación es del orden de 451.400 \$/año.

Cabe mencionar que para el cálculo del balance final costo-beneficio de la obra en su totalidad, será necesario considerar el costo que implicaría la adquisición de los equipos de calefacción.

Del mismo modo, deberá considerarse también la puesta en valor del pozo surgente, es decir, cuánto cuesta reproducir las condiciones que proporciona el mismo.

El caudal que ingresa a la pileta es del orden de 30 m³/h a 68 °C; para obtener un recurso de características similares, se necesitaría contar con una bomba que produzca dicho caudal y un sistema a gas o eléctrico que elevara la temperatura de 20 °C a 68 °C. Para ello, considerando una bomba de 30 m³/h a 60 m se requeriría de 61.320 kW/año por energía de bombeo, equivalente a un costo de 91.880 \$/año.

El costo que implicaría elevar la temperatura del agua de 20°C en boca de pozo, a 68°C (temperatura de surgencia), requeriría de 1.591.845 \$/año, correspondiente a un consumo de gas de 1.326.537 m3/año (LENNTECH, Water Treatment Solutions), considerando costos de 1,5 \$/kWh y 1,2 \$/m³ gas.

CONCLUSIONES

- La Base Naval de Puerto Belgrano, utilizaba con anterioridad al estudio el pozo "Surgente 2" para usos complementarios, sin aprovechar su potencial energético.
- A partir de los resultados de campo, se determinó la factibilidad del aprovechamiento energético del recurso para alimentar y calefaccionar el natatorio de la Base.
- El balance energético indica que el aprovechamiento de energía de baja entalpía permite un ahorro de 451.400 \$/año en la calefacción del sistema, de 129.453 \$/año en energía de bombeo y de 1.591.845 \$/año en elevar la temperatura del agua de 20 °C a 68 °C.
- Teniendo en consideración la sumatoria de los costos de ahorro de energía, es posible amortizar la obra a corto plazo (aun no considerando los costos de equipamiento y de perforación).

REFERENCIAS

Coriale, O.A.; Casado J.M.; Valdes S.P. and Lopolito M.F. (2014). "Eficiencia Energética: Evaluación en la explotación del acuífero artesiano de Bahía Blanca". Proceedings of the XIII Simpósio Iberoamericano de Redes de Água, Esgoto e Drenagem. Línguas Ibéricas como Instrumento de Conhecimento, Ciência e Tecnologia. Fortaleza, Brasil.

Dickson M. and Fanelli M. (2003) *Geothermal Energy: utilization and technology.* UNESCO Publishing, Renewable Energies Series. Bangalore, India.

Instituto Nacional del Agua, Dirección de Servicios Hidrológicos (INA-DSH). (2009) "Estudio de fuentes de agua subterránea para proveer de agua potable a la Base Naval de Infantería de Marina "Baterías". Buenos Aires, Argentina.

LENNTECH, Water Treatment Solutions. "Calculadora del gasto energético y monetario necesario para calentar agua" (http://www.lenntech.es/calculadoras/energia/coste-energia-agua.htm) **Noguera S.J.** (2011). "Climatización de una piscina cubierta mediante la combinación de energía solar térmica, geotermia y caldera de apoyo de biomasa". Tesis Màster Interuniversitari UB-UPC d'Enginyeria en Energia. Universitat de Barcelona. Universitat Politécnica de Catalunya.

Pronóstico de viento y tiempo (http://es.windfinder.com)